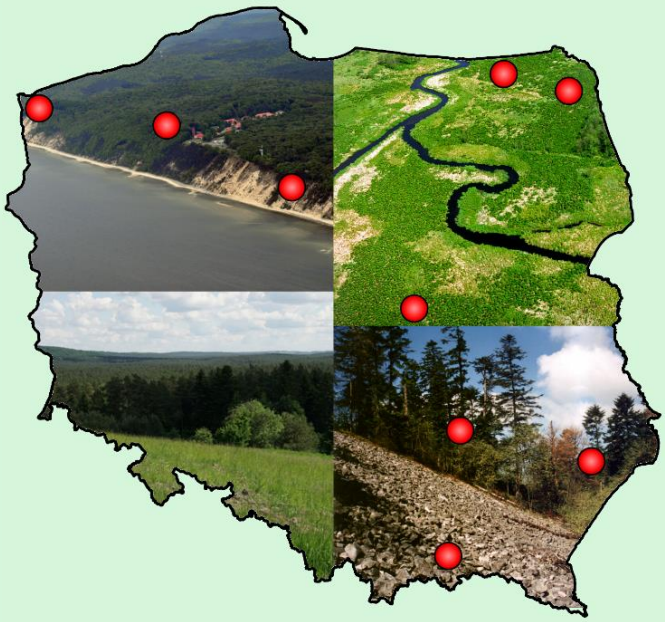
INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA



Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemów Polski w latach 1994-2015 w oparciu o realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Vol. XXXII
Warszawa 2018

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
Centrum Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego UAM
Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMÓW POLSKI W LATACH 1994-2015 W OPARCIU O REALIZACJĘ PROGRAMU ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

opracowanie wykonano w ramach umowy z GIOŚ
nr 27/2017/B z dnia 9.08.2017 r.

pod redakcją

Andrzeja Kostrzewskiego i Mikołaja Majewskiego

Vol. XXXII

Biblioteka Monitoringu Środowiska
Warszawa 2018

Redaktor serii:
Andrzej Kostrzewski

Redaktorzy tomu:
Andrzej Kostrzewski
Mikołaj Majewski

Recenzenci:
prof. dr hab. Ewa Roo-Zielińska
prof. dr hab. Marek Marciniak

Opracowanie redakcyjne:
Mikołaj Majewski
Zuzanna Woźniewicz

ISBN 978-83-63016-38-8

© Copyright by Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
Wydanie I

Opracowanie sfinansowano ze środków Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

SPIS TREŚCI

Przedmowa 7

Wprowadzenie 11

Andrzej Kostrzewski
Założenia metodologiczne, merytoryczne i organizacyjne programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego 19

Robert Kruszyk
System informatyczny Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego - archiwizacja i przetwarzanie danych pomiarowych 29

Stan i przemiany środowiska przyrodniczego wybranych geoekosystemów w strukturach krajobrazowych Polski 39

Jacek Tylkowski, Mariusz Samołyk, Paweł Czyryca
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni jeziora Gardno 41

Józef Szpikowski, Grażyna Szpikowska, Monika Domańska, Robert Kruszyk, Mikołaj Majewski
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni górnej Parsęty 75

Krzysztof Skotak, Anna Degórska, Zdzisław Prządka, Urszula Białoskórska, Dorota Typiak-Nowak, Jakub Bratkowskieł
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni jeziora Łękuk 125

Lech Krzysztofiak
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Czarnej Hańczy 161

Marek Kejna, Joanna Uscka-Kowalkowska
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Strugi Toruńskiej 193

Adam Olszewski, Maciej Lenartowicz, Andrzej Wierzbicki
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Kanału Olszowieckiego 237

Marek Jóźwiak, Małgorzata Anna Jóźwiak, Rafał Kozłowski
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Wieńca 293

Przemysław Stachyra, Bogusław Radliński, Anna Rawiak
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Świerszcza 329

Witold Bochenek, Małgorzata Kijowska-Strugała, Krzysztof Kiszka
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego geoekosystemu zlewni Bystrzanki 359

Stan i przemiany środowiska przyrodniczego Polski w oparciu o wybrane elementy monitorowanych geoekosystemów 391

Jerzy Marcinek, Jolanta Komisarek, Michał Kozłowski, Katarzyna Wiatrowska
Zmiany w czasie właściwości chemicznych i fizykochemicznych gleb na powierzchniach testowych ZMŚP w Polsce 393

Katarzyna Sawicka-Kapusta, Marta Zakrzewska, Paweł Dudzik
Zmiany zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014 na podstawie oceny zawartości metali ciężkich i siarki w porostach 417

Bogdan Jackowiak, Zbigniew Celka, Julian Chmiel
Przemiany szaty roślinnej geoekosystemów Polski w latach 1996-2016 na przykładzie mikrozlewni Chwalimskiego Potoku (Stacja ZMŚP Storkowo, Pomorze Środkowe) 449

Stanisław Huruk, Alicja Huruk, Arvīds Barševskis, Grzegorz Wróbel, Anna Degórska, Krzysztof Skotak, Lech Krzystofiak, Józef Szpikowski, Witold Bochenek, Barbara Janisz, Karol S. Huruk
Zgrupowania biegaczowatych (Coleoptera, Carabidae) w wybranych typach siedliskowych lasu w otoczeniu Stacji Bazowych ZMŚP 471

Zbigniew Zwoliński, Joanna Gudowicz
Zmienność przestrzenna typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi w zlewniach rzecznych i jeziornych ZMŚP 491

Małgorzata Stępniewska
Potencjał metodyczno-aplikacyjny Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego dla rozwoju ocen usług geoekosystemów w Polsce 525

Jacek Tylkowski, Janina Borysiak, Andrzej Kostrzewski, Robert Kruszyk, Józef Szpikowski
Stan i przemiany środowiska przyrodniczego wybranych geoekosystemów Polski w latach 1994-2015 539



fot. L. Krzysztofiak

PRZEDMOWA

Przestrzeń przyrodnicza jest miejscem życia i bytowania człowieka, sprawą pierwszorzędnej wagi jest utrzymanie dobrej jej jakości. Należy dodać, że przestrzeń przyrodnicza wraz z przyrodą nieożywioną i ożywioną jest najwyższą wartością z punktu widzenia współczesnych i przyszłych społeczeństw. Biorąc pod uwagę ciągle zwiększające się potrzeby mieszkańców świata, problem ten ma szczególne znaczenie w aspekcie przyrodniczym jak i ekonomicznym i politycznym.

Rozpoznanie aktualnego stanu środowiska przyrodniczego, określenie tendencji jego rozwoju w warunkach obserwowanych zmian klimatu i ciągle narastającej antropopresji jest dziś fundamentalnym problemem, ważnym zarówno z merytorycznego, jak i aplikacyjnego punktu widzenia.

Przestrzeń przyrodnicza podlega ciągłym przemianom, zarówno pod wpływem procesów naturalnych, jak i antropogenicznych. Zwiększająca się częstotliwość procesów przyrodniczych ze skutkami katastrofalnymi, przyspiesza tempo przemian środowiska przyrodniczego. Zorganizowany, standaryzowany monitoring środowiska przyrodniczego jest niezbędny, w celu dostarczenia aktualnej informacji o stanie środowiska i jego przemianach.

Na obszarze Polski organizację monitoringu środowiska przyrodniczego zabezpiecza Państwowy Monitoring Środowiska (PMŚ), w powiązaniu z monitoringiem europejskim i globalnym. Monitoringi specjalistyczne dostarczają aktualnej informacji o stanie poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego, natomiast Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego (podsystem monitoringu przyrody) informuje o stanie monitorowanych geoekosystemów.

Warunkiem wypełnienia celów PMŚ stawianych mu przez ustawę jest wiarygodność danych, która jest zagwarantowana poprzez kontynuację i doskonalenie działań w zakresie: wdrażania systemów zapewnienia jakości laboratoriów badawczych, modernizacji infrastruktury pomiarowej oraz narzędzi informatycznych do gromadzenia, przetwarzania i udostępniania danych.

Informacje wytworzone w ramach PMŚ wykorzystywane są przez jednostki administracji rządowej i samorządowej, dla potrzeb operacyjnego zarządzania środowiskiem za pomocą instrumentów prawnych takich jak: postępowanie w sprawie ocen oddziaływania na środowisko, pozwolenia na wprowadzanie do środowiska substancji lub energii, programy i plany ochrony środowiska jako całości i jego poszczególnych elementów, plany zagospodarowania przestrzennego. Informacje wytworzone w ramach PMŚ wykorzystywane są także do celów monitorowania skuteczności działań i strategicznego planowania w zakresie ochrony środowiska i zrównoważonego rozwoju na wszystkich poziomach zarządzania.

Należy dodać, że w ramach PMŚ pozyskiwane są informacje niezbędne do obsługi międzynarodowych zobowiązań Polski, w szczególności wynikających z członkostwa w Unii Europejskiej.

Prezentowane opracowanie oparte jest na danych pomiarowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, zebranych w latach 1994–2015. Otrzymaliśmy syntetyczne opracowanie o stanie środowiska wybranych geoekosystemów, które reprezentują różne typy krajobrazu Polski. Zebrana informacja ma zarówno znaczenie teoretyczne, jak i praktyczne w polityce zarządzania środowiskiem naszego kraju.

Główny Inspektor Ochrony Środowiska
Dr inż. Marek Haliniak

FOREWORD

Natural realm is a place of human life and behavior, maintaining its good quality is of highest prominence. It is worth to add that natural realm, together with abiotic and biotic components is the highest value from the point of view of contemporary and future societies. Taking into account constantly growing needs of modern World inhabitants, the problem has distinctive importance in environmental, economic and political aspects.

The recognition of natural environment current state, the determination of its development tendencies in conditions of the observed climate changes and growing human impact is a fundamental problem today, important both from meritorious and appropriable point of view.

Natural space is under constant changes due to the impact of natural and human induced processes. The growing frequency of natural processes with catastrophic effects is increasing the rate of natural environment changes. Well organized, standardized monitoring of natural environment is crucial to provide current information about the environment state and transformations. On the territory of Poland the organization of environmental monitoring is supported by the State Environmental Monitoring (Państwowy Monitoring Środowiska – PMŚ), in connection with European and global monitoring. Specialist monitoring systems are providing current information about the state of particular elements of natural environment, whereas, the Integrated Monitoring of Natural Environment (environmental monitoring subsystem) is informing about the state of monitored geoecosystems.

The PMŚ targets fulfillment terms defined by law is data reliability, guarantee throughout continuation and improvement by the activities in the area of implementation of quality ensuring systems in research laboratories, measurement infrastructure and data gathering, processing and sharing IT tools modernization.

Information generated within PMŚ are used by governmental and local administration for operational environmental management with the use of such a law instruments as: assessment on environmental influence proceeding, substances and energy implementation into environment licenses, programs and plans of environment protection as a whole or its particular elements, spatial management plans. Information generated in the frame of PMŚ are also used to monitor the effectiveness of activities and strategic planning in environment protection and sustainable development on all levels of management.

It is also worth to add, that in the frame of PMŚ information are gathered to service international commitments of Poland, particularly due to the membership of the EU.

The presented elaboration is based on observational data of the Integrated Monitoring of Natural Environment, gathered in the years 1994-2015. We received a synthetic report about the state of the environment of selected geoecosystems, representing different types of Polish landscape. The collected information is both of theoretical and practical merit in the management of the environment of our country.

Dr inż. Marek Haliniak
Chief Inspector of Environmental Protection

WPROWADZENIE

Środowisko przyrodnicze Polski podlega ciągłym przemianom, zarówno pod wpływem procesów naturalnych jak i antropogenicznych. Sprawą pierwszorzędnej wagi, jest umiejętność określenia zakresu wpływu na środowisko procesów naturalnych i antropogenicznych. Ważnym zadaniem zarówno z merytorycznego, jak i aplikacyjnego punktu widzenia, jest jakościowe i ilościowe przedstawienie hierarchizacji procesów przyrodniczych w przebiegu rocznym i wieloletnim, jak również przypisanie odpowiedniej rangi ich oddziaływania na środowisko. Kolejnym ważnym problemem dotyczącym natury funkcjonowania środowiska przyrodniczego jest rozpoznanie i określenie charakteru, przebiegu, natężenia i skutków procesów przyrodniczych o charakterze ponadprzeciętnym i ekstremalnym.

Należy jednoznacznie stwierdzić, że podstawą dobrego rozpoznania zasygnalizowanych, wybranych problemów środowiskowych jest organizacja monitoringu środowiska przyrodniczego w skali lokalnej, regionalnej i globalnej.

W oparciu o zorganizowany, standaryzowany monitoring wybranych elementów środowiska przyrodniczego, otrzymujemy wieloletnie serie obserwacyjne, które stanowią podstawę studiów diagnostycznych i prognostycznych. Środowisko przyrodnicze – przedmiot badań i analizy, traktujemy jako system otwarty o charakterze heterogenicznym. Takie są założenia metodologiczne i metodyczne badań aktualnego stanu i przemian środowiska przyrodniczego Polski.

Podstawowym celem prezentowanego monograficznego opracowania, jest przedstawienie aktualnego stanu i skali przemian środowiska przyrodniczego, wybranych geoekosystemów Polski w latach 1994-2015, w oparciu o badania realizowane w ramach programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP)., który funkcjonuje w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska koordynowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

W niniejszym opracowaniu uwzględniono 9 Stacji Bazowych (od 2016 roku funkcjonuje 11 Stacji) sieci Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (Wolin - jezioro Gardno, Storkowo - Parsęta, Puszcza Borecka - jezioro Łękuk, Wigry - Czarna Hańcza, Koniczynka - Struga Toruńska, Kampinos - Kanał Olszowiecki, Św. Krzyż - Wieniec, Roztocze – Świerszcz, Szymbark - Bystrzanka).

Uwzględnione w opracowaniu Stacje Bazowe ZMŚP, reprezentują wybrane geoekosystemy Polski, związane z różnymi typami krajobrazów a mianowicie - wybrzeże Bałtyku Południowego, obszar młodoglacjalny Pojezierzy Polski Północnej, z kolei obszar wielkich dolin, wyżyn i gór średnich. Tak więc można przyjąć, że uzyskane dane obserwacyjne w ramach sieci ZMŚP, mogą stanowić podstawę analizy i oceny stanu i przemian środowiska przyrodniczego wybranych geoekosystemów Polski w latach 1994-2015.

Dane obserwacyjne zgodnie z realizowanym programem ZMŚP, zbierane na Stacjach Bazowych ZMŚP, przekazywane są do Centrum ZMŚP na Uniwersytecie im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, gdzie po sprawdzeniu przez eksperta odpowiednimi testami statystycznymi, gromadzone są w centralnej bazie danych (aktualnie 1 234 548 rekordów). System pomiarowy ZMŚP jest standaryzowany, sprawdzany w zakresie lokalizacji stanowisk pomiarowych, jak również technicznym przez eksperta. Realizowanych na Stacjach Bazowych ZMŚP 19 programów, nadzorowanych jest przez odpowiednich ekspertów, zarówno w zakresie poprawności metodycznej, jak i merytorycznej.

W niniejszym opracowaniu w części wprowadzającej przedstawiono założenia metodologiczne i metodyczne ZMŚP, jako podsystemu Państwowego Monitoringu Środowiska oraz kierunku badań nauk o środowisku przyrodniczym.

Kolejna część opracowania, obejmuje analizę stanu i przemian środowiska przyrodniczego, wybranych geoekosystemów Polski. W tej części opracowania zostały przedstawione prawidłowości kształtowania i rozwoju wybranych geoekosystemów Polski w skali lokalnej i regionalnej.

W oparciu o analizę wybranych elementów środowiska przyrodniczego, uznanych jako wskaźnikowe, została przeprowadzona analiza stanu środowiska przyrodniczego Polski, w zakresie właściwości gleb, zawartości metali ciężkich i siarki w porostach, przeobrażeń szaty roślinnej (tylko dla zlewni górnej Parsęty), struktury zgrupowań biegaczowatych (Carabidae), zmienności przestrzennej typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi oraz w zakresie usług geoekosystemów.

Przedstawiona analiza stanowi podstawę kolejnej części opracowania, w zakresie syntetycznego ujęcia stanu i przemian środowiska przyrodniczego Polski, w latach 1994-2015, z wskazaniem przewidywanego rozwoju i tendencji zmian. Prezentowaną część opracowania kończą uwagi dotyczące uwarunkowań realizacji i rozwoju programu ZMŚP, jego znaczenia w zakresie rozpoznawania stanu i ochrony środowiska przyrodniczego różnych typów geoekosystemów Polski.

W analizowanym 20-letnim okresie 1994-2015 o stanie i funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego monitorowanych geoekosystemów, decydowało ich położenie geograficzne w umiarkowanej strefie klimatycznej. Przeprowadzona szczegółowa analiza wskazuje, że jakość wód rzecznych nie ulega pogorszeniu. W wodach podziemnych i powierzchniowych nie stwierdzono wyraźnej tendencji do spadku stężeń związków azotu, co może wskazywać, że stanowią one potencjalne zagrożenie wzmożonej eutrofizacją. W okresie obserwacyjnym na obszarze monitorowanych geoekosystemów zlewni rzecznych, odnotowano zmiany w użytkowaniu ziemi i pokryciu terenu, szczególnie na terenach rolniczych. Należy podkreślić, że nie stwierdzono istotnych zagrożeń dla funkcjonowania środowiska przyrodniczego monitorowanych zlewni.

Należy zaznaczyć, że w celu dokładniejszego opisu zróżnicowania i przemian struktury krajobrazowej Polski, wskazane jest wprowadzenie do sieci Stacji Bazowych ZMŚP nowych, reprezentatywnych geoekosystemów (rzecznych oraz jeziornych). Sprawą bardzo istotną z metodologicznego punktu widzenia, jest odniesienie stanu środowiska przyrodniczego Polski do obserwowanych zmian o charakterze globalnym, kontynentalnym, a szczególnie do strefy arktycznej (Stacja Bazowa ZMŚP Petuniabukta, Spitsbergen Środkowy), w zasięgu której mamy stosunkowo mało zmienione środowisko przyrodnicze.

J.M. Rektorowi Profesorowi Andrzejowi Lesickiemu oraz dziekanowi Wydziału Nauk Geograficznych i Geologicznych Profesorowi Leszkowi Kasprzak serdecznie dziękuję za umożliwienie realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego na Uniwersytecie im. Adama Mickiewicza.

Opracowanie prezentowanej pracy było możliwe dzięki przychylności i pomocy Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (GIOŚ) dr Marka Haliniaka, dyrektora Departamentu Monitoringu i Informacji o Środowisku mgr Annie Katarzynie Wiech, z-cy dyrektora mgr inż. Małgorzacie Marciniewicz-Mykiecie. Wdzięczni jesteśmy mgr Hannie Kasprowicz, Radcy GIOŚ, za dyskusję i stałą pomoc.

Pragnę serdecznie podziękować zespołowi ekspertów ZMŚP za koordynację i pomoc w realizacji poszczególnych programów, jak również kierownikom Stacji Bazowych za realizację programu, coroczne raporty i dyskusję.

Bardzo serdecznie dziękuję sekretarzowi naukowemu programu ZMŚP dr Jackowi Tylkowskiemu, także prof. UAM dr hab. Józefowi Szpikowskiemu, dr Robertowi Kruszykowi za trud kierowania Centralną Bazą Danych ZMŚP, sekretarzowi administracyjnemu mgr Zuzannie Woźniewicz za stałą pomoc w realizacji programu oraz dr Mikołajowi Majewskiemu za trud włożony w opracowanie redakcyjne pracy. Serdecznie dziękuję recenzentom pracy prof. dr hab. Ewie Roo-Zielińskiej i prof. dr hab. inż. Markowi Marciniakowi za recenzje pracy i przekazane uwagi, które umożliwiły korektę i uzupełnienia.

Przekazujemy do rąk czytelników niniejsze opracowanie w przekonaniu, że wnosi ono nowe wartości do poznania mechanizmu i charakteru aktualnych przemian środowiska przyrodniczego Polski. Równocześnie przyjmujemy, że środowisko przyrodnicze Polski jest najwyższą wartością narodową, które wymaga racjonalnego zarządzania i ochrony z zachowaniem założeń zrównoważonego rozwoju.

Andrzej Kostrzewski
Koordynator
Zintegrowanego Monitoringu Środowiska
Przyrodniczego

INTRODUCTION

Natural environment of Poland is undergoing constant changes, both under natural conditions as human impact. First order matter is the ability to determine the range of the influence on the environment of natural and human induced processes. From meritorious and applicable point of view it is important to present qualitative and quantitative processes hierarchy in annual and multi-annual course, as well as the assignment of their environmental impact proper range. Another important issue related to the nature of natural realm functioning is to detect and determine the character of the course, intensity and effects of above average and extreme environmental processes.

It is also worth to state univocally, that the organization of natural environment monitoring in local, regional and global scales is the base for good recognition of above mentioned selected problems.

On the background of standardized monitoring of selected natural environment elements organization, we receive multi annual observation series, constituting the basis for diagnostic and prognostic studies. Natural environment, the subject of researches and analyses, is treated as heterogeneous, open system. These are methodological and method based foundations of present state and changes of natural environment of Poland investigations.

Basic aim of the present monographic elaboration is to show the current state and scale of natural environment transformations in selected geoecosystems of Poland, during the years 1994-2015, based on the researches realized in the frame of Integrated Monitoring of Natural Environment (IMNE - in Polish: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – ZMŚP), operating in the frame of State Environmental Monitoring (SEM - Państwowy Monitoring Środowiska – PMŚ), coordinated by Chief Inspectorate of Environmental Protection (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska - GIOŚ)

Here, 9 Base Stations are taken into account (there are 11 stations of Integrated Monitoring of Natural Environment since 2016): Wolin – Gardno Lake, Storkowo - Parsęta, Puszcza Borecka - Łękuk Lake, Wigry - Czarna Hańcza, Koniczynka - Struga Toruńska, Kampinos - Kanał Olszowiecki, Św. Krzyż - Wieniec, Roztocze – Świerszcz, Szymbark - Bystrzanka.

IMNE Base Stations in this elaboration are representing selected geoecosystems of Poland, connected with various landscapes: Baltic Sea coast, young glacial area of northern Poland Lakelands, the area of great valleys, uplands and mountains. It can be assumed that the observational data obtained in the IMNE network may be a basis for the analysis and assessment of the state and transformations of the natural environment in selected geoecosystems of Poland during the years 1994-2015.

Observation data, according to the realized IMNE program, are collected on Base Stations and transferred to the IMNE Center at Adam Mickiewicz University in Poznań, where after check out by the expert, with use of appropriate statistical tests, are stored in a central data base (currently 1,234,548 records). IMNE measurement system is standardized, checked by the expert in relation to location of observational sites and technical properties. 19 programs realized on IMNE Base Stations are supervised by appropriate experts, relating to method-based and meritorious accuracy.

In the current elaboration, in the introductory part, methodological and method based IMNE assumptions, as a part of the State Environmental Monitoring and trends of natural environment investigations are presented.

Following part of the elaboration is dedicated to the analysis of the state and transformations of Polish natural environment selected geoecosystems. In this chapter the regularities of Polish selected geoecosystems formation and development were presented in local and regional scales.

Based on the analysis of selected environment elements, recognized as indicative, the analysis of the Polish environment state was performed in the scope of: soils properties, the content of heavy metals and Sulphur in lichens, plants cover transformations (only in the Upper Parsęta catchment), structure of ground beetles communities (Carabidae), temporal changeability of types and use of land in the scope of geoecosystem services.

The above analysis is serving as a basis for next part in the scope of synthetic presentation of the state and transformations of the natural environment of Poland during the years 1994-2015, with the indication of prospected evolution and changes tendencies. Presented chapter is ended with some remarks related to the conditions of the IMNE program realization and development, its value to detect the state and protection of the environment in different geoecosystems of Poland.

In the analyzed 20 years period 1994-2015, primarily the state and functioning of geoecosystems was determined by its location in the temperate climatic zone. The conducted detailed analysis is showing that the quality of riverine water did not get worse. In the underground and surface water the amount of Nitrogen compounds showed no decreasing tendency, that may point out at the potential threat of increasing eutrophication. During the observations period, in the monitored catchments, the changes of land use and terrain coverage, especially in agriculture areas, were observed. It is worth to underline that no valuable threats were denoted for the functioning of the natural environment of monitored catchments.

It is also worth to underline that for the more detailed description of the diversification and transformations of Poland land structure, it is recommended to implement to the IMNE network new Base Stations of representative geoecosystems (riverine and lake). From methodological point of view it is very

important to relate the state of the geoecosystem of Poland to the observed changes of global character in continental scale, especially to the Arctic zone (IMNE Base Station Petuniabukta, central Spitsbergen), where the natural environment is relatively slightly changed.

My great acknowledgements are due to His Magnificence Rector Professor Andrzej Lesicki and Dean of the Faculty of Geographical and Geological Sciences Professor Leszek Kasprzak, for making possible the realization of the Integrated Monitoring of Natural Environment program at Adam Mickiewicz University.

The present elaboration would not be possible without the favor and help of the Chief Inspector of Environmental Protection dr. Marek Haliniak, the Director of Monitoring and Information about Environment Department mgr Katarzyna Wiech, Deputy Director mgr inż. Małgorzata Marcinkiewicz-Mykieta. We are grateful mgr Hanna Kasprowicz, GIOŚ, for discussions and constant help.

I would like to thank cordially the IMNE Experts Team for the coordination and help in realization of particular programs and Base Stations heads for program realization, annual reports and discussions.

I am heartily grateful IMNE Scientific Secretary dr. Jacek Tylkowski and also prof. Józef Szpikowski and dr. Robert Kruszyk, for the effort of IMNE Central Data Base management, mgr Zuzanna Woźniewicz – Administrative Secretary for the constant help in program realization, dr. Mikołaj Majewski for his work covering editorial issues. Hospitability is also directed to reviewers of the elaboration: prof. Ewa Roo-Zielińska and prof. Marek Marciniak, whose remarks allowed corrections and completions of the text.

We are giving this book in hands of readers, convinced that it is carrying new merits in the recognition of mechanisms and present-day changes of the natural environment of Poland. Concurrently we assume that the natural environment of Poland is our greatest national value, that is demanding rational management and protection with implementation of sustainable development premises.

Andrzej Kostrzewski
Integrated Monitoring of Natural Environment
Coordinator

ZAŁOŻENIA METODOLOGICZNE, MERYTORYCZNE I ORGANIZACYJNE PROGRAMU ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Andrzej Kostrzewski
Instytut Geoekologii i Geoinformacji
Uniwersytet im. A. Mickiewicza

WPROWADZENIE

Badania przestrzeni geograficznej (przyrodniczej), w zakresie aktualnej struktury i jej zróżnicowania w czasie i przestrzeni, mechanizmu funkcjonowania i rozwoju w warunkach obserwowanych zmian klimatu i narastającej antropopresji, należą do priorytetów badawczych, ważnych z aplikacyjnego punktu widzenia.

Przestrzeń geograficzna jest to obiektywnie otaczająca nas rzeczywistość, z przyrodą nieożywioną i ożywioną oraz człowiekiem i efektami jej działalności (Kostrzewski 2011, 2012, 2016, 2017). Zakres badań tak zdefiniowanej przestrzeni geograficznej sprawia, że jest ona przedmiotem badań interdyscyplinarnych – nauk przyrodniczych, ekonomicznych, społecznych i technicznych.

Przestrzeń geograficzna w procesie rozwoju, różnicuje się na oddzielne jednostki, które możemy nazwać ekosystemami. Z metodologicznego punktu widzenia ważne są podstawy typologii geoekosystemów, jego granice, struktura wewnętrzna, jakość środowiska przyrodniczego. W celu określenia charakteru współczesnych geoekosystemów, tendencji ich rozwoju, przemian i zagrożeń, niezbędny jest zorganizowany, systematyczny monitoring środowiska przyrodniczego, obejmujący przyrodę nieożywioną i ożywioną, wraz z różnymi przejawami działalności człowieka. Zorganizowany monitoring środowiska przyrodniczego, winien umożliwić określenie stanu środowiska, jego zasobów przyrodniczych, zachodzących przemian, charakteru zagrożeń, w celu przedstawienia działań ochronnych. Organizacja monitoringu winna uwzględniać standardy, określone wymogami Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), którego podsystemem jest Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP).

Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego dostarcza informacji, o charakterze poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego (przyrody nieożywionej i ożywionej), umożliwia kompleksową ocenę stanu i funkcjonowania monitorowanych geoekosystemów (Kostrzewski i in. 1995).

Koncepcja opisu stanu geoekosystemów, uwzględnia jakość środowiska, stan zasobów przyrodniczych, założenia ochrony środowiska, świadczeń

geoekosystemów i zrównoważonego rozwoju (Kostrzewski i in. 2014, Mizgajski i in. 2014). Zebrane materiały w ramach realizacji programu ZMŚP, mogą być wykorzystane w skali lokalnej, regionalnej i europejskiej.

Założeniem programu „Europa 2020" jest przekształcenie gospodarki europejskiej w zrównoważoną, przy ochronie i zachowaniu zasobów przyrodniczych. Odpowiednie materiały w tym zakresie dostarcza Państwowy Monitoring Środowiska, a także podsystem Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego określając diagnozę stanu środowiska przyrodniczego monitorowanych geoekosystemów, charakter zagrożeń, tendencje rozwoju i propozycje ochrony.

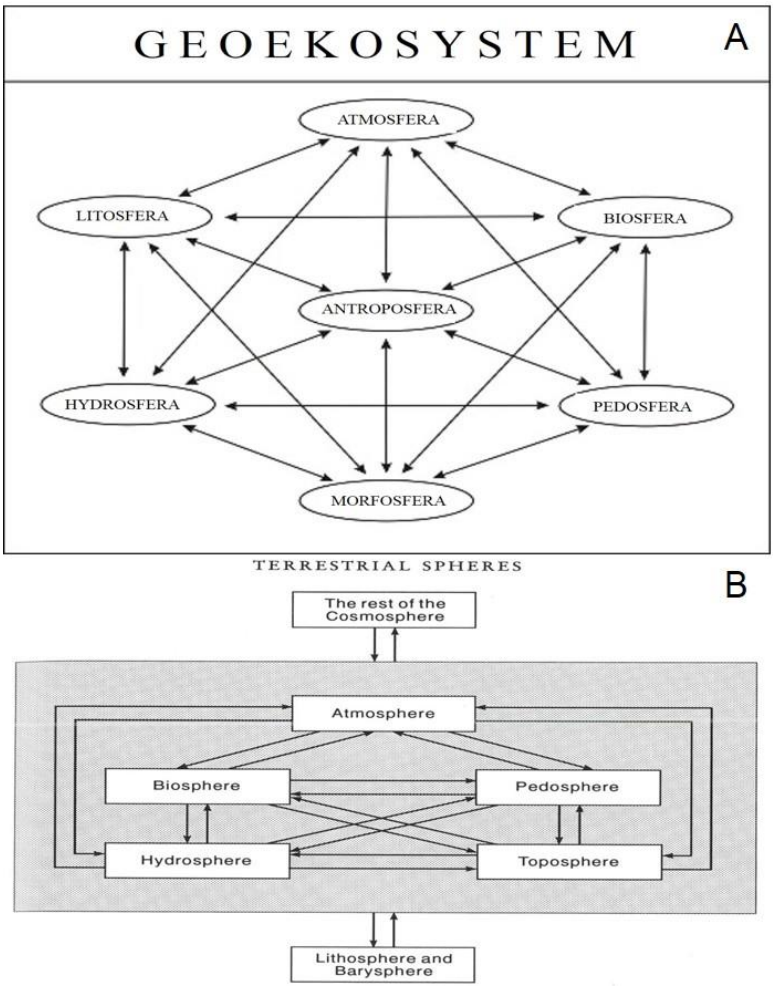
ZAŁOŻENIA METODOLOGICZNE I METODYCZNE REALIZACJI PROGRAMU ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Postępowanie badawcze w Zintegrowanym Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, oparte jest na założeniach nauk empirycznych w zakresie określenia indywidualności przedmiotu badań oraz stosowania systematycznej obserwacji, eksperymentu terenowego i laboratoryjnego. Założenia te są w pełni respektowane, poprzez przyjęcie w badaniach środowiskowych, teorii systemu Bertallanffy'ego (1932, 1984). Teorię systemu Bertalanffy'ego (1932, 1984) zastosowano do opisu struktur przestrzeni geograficznej, uznanych jako geoekosystem (Kostrzewski 1993). Tak więc założenia metodologiczne, metodyczne i organizacyjne Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, opierają się na koncepcji geoekosystemu.

W programie ZMŚP geoekosystemem jest zlewnia rzeczna lub jeziorna (*Ryc. 1.1.1*). Tak więc geoekosystem jest jednostką, o zróżnicowanych granicach i wielkości, wydzieloną w oparciu o obieg wody.

W procesie badawczym określono granice geoekosystemu oraz jego strukturę wewnętrzną zgodnie z zasadami delimitacji zlewni rzecznej, zwracając uwagę na zlewnie powierzchniową i podziemną. W strukturze geoekosystemu (Kostrzewski 1993, 2016) wydzielono subsystemy (zlewnie cząstkowe), elementy przyrodnicze na powierzchni Ziemi (budowa geologiczna, rzeźba terenu, klimat, topoklimat, wody powierzchniowe i podziemne, gleby, roślinność i zwierzęta), zjawiska – procesy fizyczne w przestrzeni geograficznej (m.in. powodzie, huragany, sztormy, mgły, przymrozki, susze itd.) i procesy społeczno–ekonomiczne (np. ruch turystyczny, migracje) oraz obiekty – urządzenia wprowadzone przez człowieka (regulacja rzek, zapory na rzece, melioracje, zmiany struktury użytkowania terenu itd.). W ramach prac wstępnych oraz zorganizowanego monitoringu otrzymano materiał dokumentacyjny, dane pomiarowe, które interpretowano zgodnie z założeniami koncepcji funkcjonowania geoekosystemu (Kostrzewski 1993). Chodzi o określenie jakościowe i ilościowe związków, zależności, współoddziaływań

między subsystemami, elementami i obiektami. Rozpoznane związki, zależności o charakterze przyczynowo–skutkowym określają indywidualność badanych geoekosystemów w przestrzeni geograficznej, pozwalają na określenie stanu geoekosystemu i tendencji jego rozwoju.



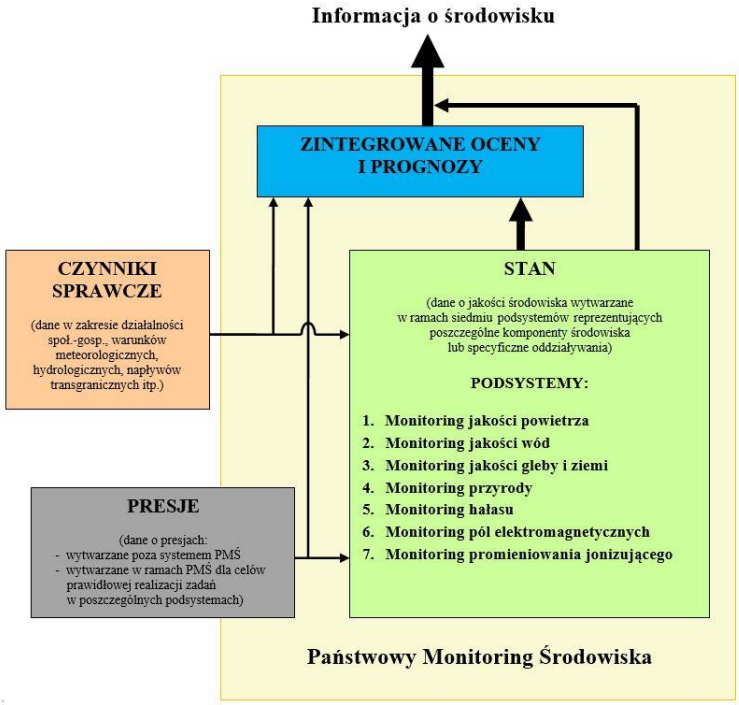
Ryc. 1.1.1. Struktura geoekosystemu, A – Kostrzewski (1993), B – Huggett (1995)

Związków, zależności pomiędzy poszczególnymi subsystemami, obiektami i zjawiskami jest nieskończona ilość, należy rozpoznać te, które decydują o genezie geoekosystemu i jego fizjonomii. Rozpoznana fizjonomia geoekosystemu określa typ krajobrazu.

Odnosząc się do przedmiotu badań można uznać, że ZMŚP jest monitoringiem geoekosystemów i reprezentuje kierunek badań środowiskowych w naukach przyrodniczych.

ORGANIZACJA I REALIZACJA PROGRAMU ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

Organizację i realizację monitoringu środowiska przyrodniczego w Polsce reguluje Państwowy Monitoring Środowiska, który wprowadzony został ustawą o Państwowej Inspekcji Środowiska z dnia 20.07.1991 roku (Dz. U. z 2013 r., poz. 686, z późn. zm.). PMŚ zabezpiecza kontrolę stanu środowiska i monitorowanie jego stanu i zachowań w oparciu o monitoringi specjalistyczne i Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego (Kostrzewski 2011, 2016, 2017). Celem Państwowego Monitoringu Środowiska, jest zwiększanie skuteczności działań na rzecz ochrony środowiska, przez zbieranie, analizowanie i udostępnianie danych dotyczących stanu środowiska i zmian w nim zachodzących (PIOŚ 1992). W strukturze Państwowego Monitoringu Środowiska wydzielamy trzy bloki – stan, presje, oceny i prognozy (*Ryc. 1.1.2*).



Ryc. 1.1.2. Struktura Państwowego Monitoringu Środowiska

Aktualnie w ramach bloku stan, umieszczony jest podsystem monitoringu przyrody, a jednym z zadań jest Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Podsystem Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, wprowadzony został zarządzeniem Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska z dnia 11.05.1992 roku. Podstawowym celem ZMŚP jest zebranie danych o stanie środowiska przyrodniczego, monitorowanych

geoekosystemów Polski uznanych za reprezentatywne, ich funkcjonowaniu, tendencjach przemian w czasie i przestrzeni, zagrożeniach i proponowanych formach ochrony (Kostrzewski i in. 1995). Należy podkreślić, że od 2017 roku ZMŚP wpisany został do sieci europejskiego programu Integrated Monitoring, funkcjonującego w ramach Konwencji o transgranicznym przemieszczaniu zanieczyszczeń. Dane z ZMŚP mogą być wykorzystane na potrzeby sieci Natura 2000.

Można dodać, że podstawowym zadaniem ZMŚP jest rejestracja i interpretacja krótko i długoterminowych przemian środowiska przyrodniczego, z uwzględnieniem tendencji rozwoju na obszarze monitorowanych geoekosystemów. Rejestrowane przemiany środowiska przyrodniczego, winny określać w jaki sposób czynniki środowiskowe - naturalne i antropogeniczne wywierają presję na środowisko, jaka była skala przemian i jej wpływ na efekty ludzkiej działalności oraz jaka jest reakcja człowieka na środowisko (Kostrzewski 2012, 2017; Roo-Zielińska i in. 2007; Roo-Zielińska 2015). Podstawowe cele ZMŚP podlegają modyfikacjom, nawiązując do postępu nauk przyrodniczych.

Uszczegóławiając można stwierdzić, że podstawowym celem ZMŚP jest typologia geoekosystemu w oparciu o rozpoznanie prawidłowości charakteru obiegu energii i przepływu materii w wytypowanych do monitoringu geoekosystemach Polski. Bardzo istotnym celem ZMŚP, szczególnie z aplikacyjnego punktu widzenia, jest przyjęcie standaryzowanej koncepcji wskaźników jakości środowiska przyrodniczego (Kostrzewski 2012, 2016, 2017; Roo-Zielińska i in. 2007; Roo-Zielińska 2015; Szpikowski 2012; Tylkowski 2016). Ważnym celem z merytorycznego i aplikacyjnego punktu widzenia, jest rozpoznanie odporności środowiska geoekosystemu na określone bodźce zewnętrzne i wewnętrzne oraz określenie wartości progowych w rozwoju geoekosystemów.

Program pomiarowy ZMŚP był kilkakrotnie modyfikowany, zgodnie z postępem metodycznym nauk o środowisku. Podstawowa część programu, realizowana jest od początku funkcjonowania ZMŚP, co umożliwiło otrzymanie wieloletnich cykli obserwacyjnych. Aktualnie realizowany program pomiarowy ZMŚP obejmuje 18 grup, które obejmują 293 monitorowane elementy (*Tab. 1.1.1*).

Aktualny program ZMŚP pozwala na realizację podstawowych celów ZMŚP (Kostrzewski 2016, 2017):

- określenie prawidłowości obiegu energii i przepływu materii w monitorowanych geoekosystemach, jako podstawy ich typologii;
- określenie tempa i kierunku przemian krajobrazowych monitorowanych geoekosystemów Polski;
- przedstawienie diagnozy stanu monitorowanych geoekosystemów, jako podstawy sporządzania mechanizmów, o stanie środowiska;

- określenie jakościowe i ilościowe różnych przejawów (stanów) funkcjonowania geoekosystemów (np. wezbrania, susze);
- określenie wartości progowych w funkcjonowaniu geoekosystemów (prawdopodobieństwo zdarzeń o charakterze ekstremalnym i katastrofalnym), jako podstawy monitoringu ostrzegawczego;
- przedstawienie i ocena stanu zasobów przyrodniczych monitorowanych geoekosystemów (kierunki zagrożeń, formy ochrony);
- przedstawienie scenariuszy rozwoju monitorowanych geoekosystemów, z uwzględnieniem zmian klimatu, wód powierzchniowych i podziemnych oraz różnych form antropopresji (stadia prognostyczne);
- upowszechnianie wskaźników o funkcjonowaniu współczesnych geoekosystemów Polski w raportach rocznych i publikacjach.

Tab. 1.1.1. Programy pomiarowe ZMŚP

Kod programu	Programy pomiarowe	Frekwencja pomiarów
A1	Meteorologia	ciągła rejestracja, 1-3x na dobę
B1	Zanieczyszczenie powietrza	12x na rok/1x na dobę
C1	Chemizm opadów atmosferycznych	12x na rok z prób tygodniowych
C2	Chemizm opadu podkoronowego	12x na rok z prób tygodniowych
C3	Chemizm spływu po pniach	12x na rok z prób tygodniowych
D1	Metale ciężkie i siarka w porostach	x na 2 lata
E1	Gleby	x na 10 lat
F1	Chemizm roztworów glebowych	12x na rok
F2	Wody podziemne	automatycznie lub 1x na miesiąc/kwartał
G2	Opad organiczny	1x na rok z prób miesięcznych
H1	Wody powierzchniowe – rzeki	ciągła rejestracja 1x na dobę/miesiąc
H2	Wody powierzchniowe – jeziora	1x na miesiąc/kwartał
J2	Struktura i dynamika szaty roślinnej (powierzchnie stałe)	1x na 5 lat
J3	Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia - rośliny	1x na 2 lata
K1	Uszkodzenia drzew i drzewostanów	1x na rok/na 5 lat
M1	Epifity nadrzewne	1x na rok
I1	Hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego	2x na sezon wegetacyjny/1x na 3 lata
P1	Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi	1x na 5 lat

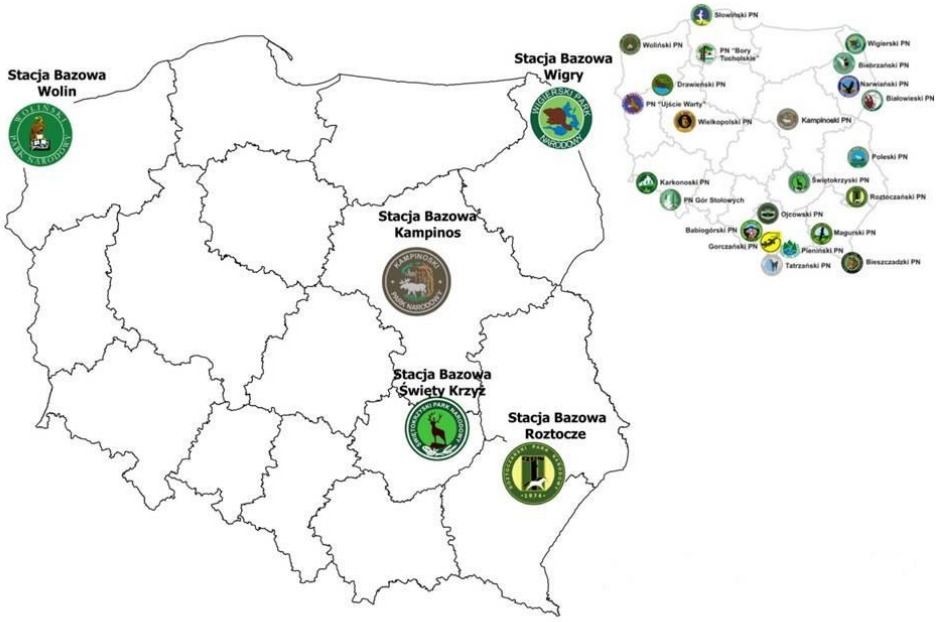
Aktualnie program ZMŚP jest realizowany na 11 Stacjach Bazowych w Polsce, a także częściowo na 1 Stacji Bazowej w strefie polarnej, w zasięgu wytypowanych geoekosystemów rzecznych i jeziornych (*Ryc. 1.1.3*). Koncepcja rozmieszczenia Stacji Bazowych, nawiązuje do struktury krajobrazowej naszego kraju. W założeniach programowych ZMŚP przyjęto, aby Stacje Bazowe zlokalizowane były w podstawowych typach krajobrazowych Polski oraz na terenie każdego województwa. Stacje Bazowe zlokalizowane na terenie danego województwa, zobowiązane są realizować program w kontakcie z Wojewódzkim Inspektoratem Ochrony Środowiska oraz przekazywać raport roczny do wojewódzkiego raportu o stanie środowiska. Stacje Bazowe winny znajdować się na terenie Parków Narodowych, które zabezpieczają uzyskanie wieloletnich serii obserwacyjnych oraz stabilizację funkcjonowania Stacji (*Ryc. 1.1.4*). Dane pomiarowe zebrane w ramach realizacji programu ZMŚP, mogą być wykorzystane dla potrzeb programu Natura 2000 (*Ryc. 1.1.5*). Rozmieszczenie Stacji Bazowych w Polsce, umożliwia określenie zmienności funkcjonowania monitorowanych geoekosystemów w transekcie południkowym i 3 transektach równoleżnikowych (*Ryc. 1.1.3*). Sieć Stacji Bazowych ma charakter otwarty, konieczne jest włączenie nowych Stacji np. reprezentujących krajobraz wyżyn, Puszczy Białowieskiej, Tatr. Aktualnie do sieci ZMŚP włączane są także geoekosystemy, pozostające pod wpływem silnej antropopresji (w odróżnieniu od wstępnej koncepcji).



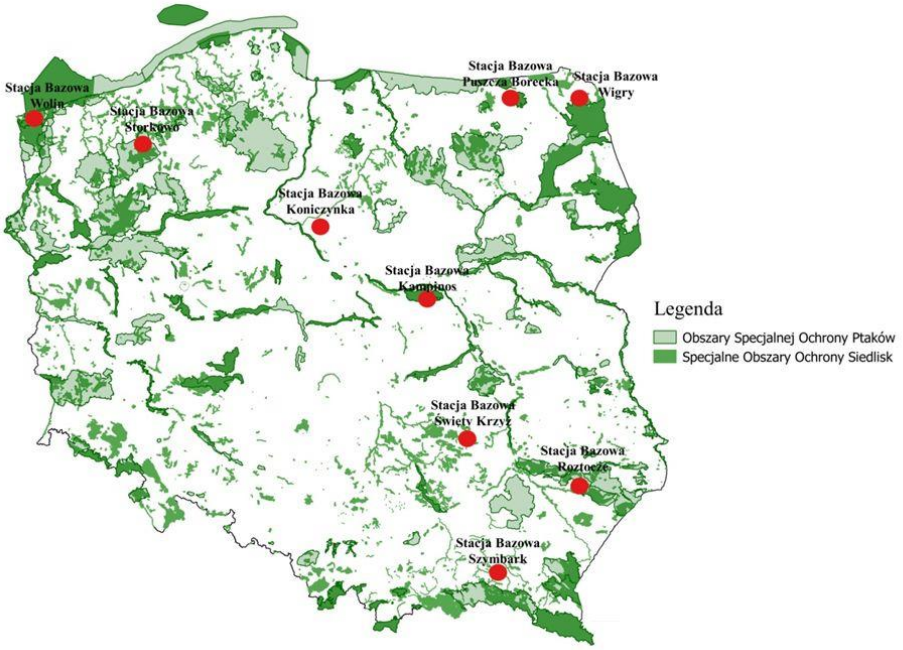
Ryc. 1.1.3. Lokalizacja Stacji Bazowych ZMŚP w strefach krajobrazowo-ekologicznych Polski (Kostrzewski i in. 2014)

Dane pomiarowe z monitoringu realizowanego w Stacjach Bazowych, zbierane są w Centralnej bazie danych ZMŚP, która zlokalizowana jest w Centrum ZMŚP na Wydziale Nauk Geograficznych i Geologicznych UAM. Aktualnie w bazie danych zarejestrowanych jest 1 234 548 rekordów. Dane pomiarowe zamieszczone w Centralnej bazie danych są zweryfikowane, mogą być podstawą wielu opracowań i studiów porównawczych.

Mija 25 lat realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Dzięki dużemu zaangażowaniu ekspertów, sprawujących opiekę nad odpowiednimi pomiarami, a także kierowników Stacji Bazowych - program ZMŚP jest systematycznie sprawdzany i doskonalony. Modernizowane są także terenowe systemy pomiarowe i stosowane metody laboratoryjne. Dotychczas zorganizowanych zostało 26 sympozjów ZMŚP, które są dobrą okazją upowszechniania wyników ZMŚP i dyskusji (Kostrzewski 2017). Zorganizowano 23 szkolenia przedstawicieli Stacji Bazowych ZMŚP, w trakcie których dyskutowane są metody badawcze terenowe i laboratoryjne, a także dane pomiarowe ich interpretacja i prezentacja (Kostrzewski 2017). W ramach Centrum ZMŚP koordynowane jest przygotowanie i publikowanie zeszytów ZMŚP, w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska. Dotychczas opublikowano 31 zeszytów ZMŚP (recenzowanych), zawierających wyniki badań z sieci ZMŚP, a także z innych programów. Dobrą okazją upowszechniania wyników badań jest dzień ZMŚP, który każdego roku obchodzony jest 21 kwietnia.



Ryc. 1.1.4. Stacje Bazowe na ternie Parków Narodowych



Ryc. 1.1.5. Stacje Bazowe ZMŚP na tle Obszarów Natura 2000

Program ZMŚP jest programem otwartym, podstawy teoretyczne funkcjonowania programu rozwijane są w ramach Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, uznanego jako kierunek badań w naukach przyrodniczych.

PODSUMOWANIE

Biorąc pod uwagę dotychczasowe funkcjonowanie i realizację programu ZMŚP w Stacjach Bazowych do najważniejszych zadań można zaliczyć:

- umacnianie indywidualności przedmiotowej ZMŚP w Państwowym Monitoringu Środowiska, a także w interdyscyplinarnych studiach środowiskowych;
- realizacja przez Stacje Bazowe ZMŚP funkcji naukowej, edukacyjnej, dydaktycznej, planistyczno–decyzyjnej, diagnostycznej, prognostycznej;
- rozszerzenie form upowszechniania wyników monitoringu geoekosystemów;
- określenie roli procesów ponadprzeciętnych, ekstremalnych i katastrofalnych w funkcjonowaniu geoekosystemów (dane do monitoringu ostrzegawczego);
- wypracowanie wartości wskaźnikowych różnych przejawów funkcjonowania geoekosystemów;
- rozszerzenie sieci Stacji Bazowych w nawiązaniu do struktury krajobrazowej kraju.

Realizacja programu ZMŚP wspomaga ochronę i zachowania struktury krajobrazowej Polski, musi zatem uwzględniać wymogi Państwowego Monitoringu Środowiska i monitoringu europejskiego Integrated Monitoring.

LITERATURA

Bertallanffy L., 1932. Theoretische Biologie. T.I. Borntraeger, Berlin.

Bertallanffy L., 1984. Ogólna teoria systemów. Podstawy, rozwój, zastosowania. PWN, Warszawa.

Huggett R.J., 1995. Geoecology: an evolutionary approach. London, New York.

Kostrzewski A., 1993. Geoekosystem obszarów nizinnych. Koncepcja metodologiczna. W: A. Kostrzewski (red.), Geoekosystem obszarów nizinnych. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN Człowiek i środowisko 6, Osselineum. Wrocław, Kraków.

Kostrzewski A., 2011. Znaczenie programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w określeniu aktualnego stanu i przemian krajobrazu Polski. W: A. Kostrzewski, M. Samołyk (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji, Vol. XXVII. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Biała Góra: 11-16.

Kostrzewski A., 2012. Organizacja, zadania i funkcjonowanie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w latach 1992 – 2010. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski, Vol. XXIX. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 11-20.

Kostrzewski A., 2016. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – powstanie i rozwój, znaczenie w rozpoznaniu i ocenie współczesnych przemian krajobrazowych. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski, M. Domańska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie, tendencje rozwoju, zagrożenia i ochrona środowiska przyrodniczego Polski Vol. XXX. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 11-18.

Kostrzewski A., 2017. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – 25 lat realizacji programu, znaczenie poznawcze i aplikacyjne. W: M. Kejna, J. Uscka – Kowalkowska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego XXXI. Inspekcja Ochrony Środowiska, Toruń.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.

Kostrzewski A., Mizgajski A., Stępniewska M., Tylkowski J., 2014. The use of Integrated Environmental Programme for ecosystem services assessment. Ekonomia i Środowisko 4(51), Białystok: 94-101.

Mizgajski A., Bernaciak A., Kronenberg J., Roo-Zielińska E., Solon J., Śleszyński J., 2014. Development of the ecosystem services approach – state of issue in Poland. Ekonomia i Środowisko 4(51), Białystok: 10-19.

PIOŚ, 1992. Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Roo–Zielińska E., 2015. Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa: 1-387.

Roo–Zielińska E., Solon J., Degórski M., 2007. Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych (podstawy teoretyczne i przykłady zastosowań). Monografie 9, IGiPZ PAN, Warszawa.

Szpikowski J., 2012. Stan geoekosystemów Polski w roku 2011 na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (z wykorzystaniem wybranych geoindykatorów). http://zmsp.gios.gov.pl/wp-content/uploads/2013/11/raport_2011.pdf

Tylkowski J., 2016. Stan geoekosystemów Polski w 2014 roku na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski, M. Domańska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie, tendencje rozwoju, zagrożenia i ochrona środowiska przyrodniczego Polski Vol. XXX. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 19-26.

SYSTEM INFORMATYCZNY ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO - ARCHIWIZACJA I PRZETWARZANIE DANYCH POMIAROWYCH

Robert Kruszyk

Instytut Geoekologii i Geoinformacji
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

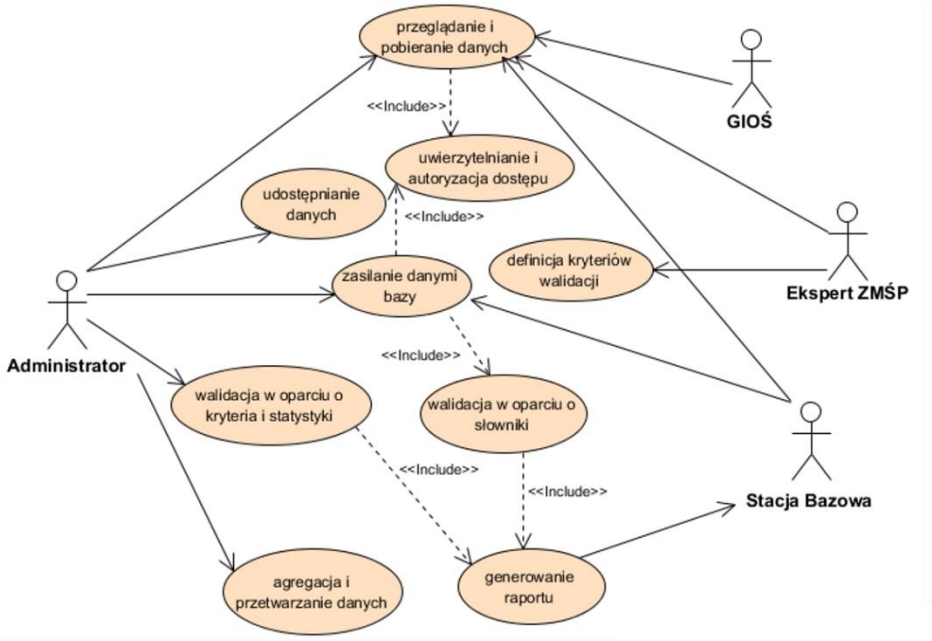
WSTĘP

Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP), będący podsystemem Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), ma na celu dostarczenie informacji o stanie oraz tendencjach zmian środowiska przyrodniczego Polski. (Kostrzewski 1991, 1993; Kostrzewski i in. 1995; PMŚ 2015).

Efektem realizacji programu ZMŚP są duże wolumeny danych obejmujące zarówno wyniki pomiarów programów abiotycznych i biotycznych. Podstawowym celem Systemu Informatycznego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (SIMSP) jest dostarczenie nowoczesnych i efektywnych narzędzi pozwalających na gromadzenie i przetwarzanie dużych zbiorów danych zbieranych na przestrzeni lat w ramach programu ZMŚP (Zwoliński 1993, Kostrzewski i in. 1995).

Podstawową informacją pozyskiwaną w ramach realizacji program ZMŚP są wyniki pomiarów wykonywanych przez 9 Stacji Bazowych: Wolin (11ZM), Storkowo (06ZM), Puszczę Borecką (01ZM), Wigry (05ZM), Koniczynkę (07ZM), Kampinos (08ZM), Święty Krzyż (09ZM), Roztocze (12ZM) oraz Szymbark (10ZM). Aktualnie realizowanych jest 17 programów pomiarowych w ramach, których jest mierzonych 209 parametrów z zakresu obligatoryjnego (*Tab. 2.1.1*). Jednocześnie stacje mogą prowadzić monitoring parametrów z rozszerzonego zakresu badań, który nie jest obowiązkowy.

W systemie SIMSP przejęto architekturę trójwarstwową obejmującą warstwę bazy danych, warstwę aplikacji (serwlety uruchomione w kontenerze serwletów Tomcat) oraz warstwę prezentacji (dostęp do bazy danych poprzez stronę WWW oraz w oparciu o standard ODBC (*Open Database Conectivity* – otwarte łącze baz danych). Jako platformę programową wybrano serwer bazy danych MySQL w wersji 5.6 oraz serwer aplikacji Apache Tomcat w wersji 8.0.33. Od strony sprzętowej serwerem jest stacja robocza pracująca pod kontrolą systemu operacyjnego Windows 10 Professional.



Ryc. 2.1.1. Funkcje Systemu Informatycznego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego – diagram przypadków użycia UML

FUNKCJE SYSTEMU INFORMATYCZNEGO ZMŚP

Do podstawowych funkcji systemu SIMSP należy zaliczyć (*Ryc. 2.1.1*):

- uwierzytelnianie i autoryzację dostępu do bazy danych,
- zasilanie bazy danymi pomiarowymi,
- walidację danych w oparciu o dane słownikowe, dane referencyjne i statystyki,
- agregację i przetwarzanie danych pomiarowych,
- udostępnianie i prezentację danych pomiarowych.

Użytkownicy systemu informatycznego (aktorzy) to: Stacja Bazowa realizująca program pomiarowy ZMŚP, GIOŚ – Główny Inspektorat Ochrony Środowiska dysponent danych wytworzonych w ramach programu, Ekspert ZMŚP sprawujący nadzór merytoryczny nad realizacją programu oraz Administrator odpowiedzialny za funkcjonowanie systemu.

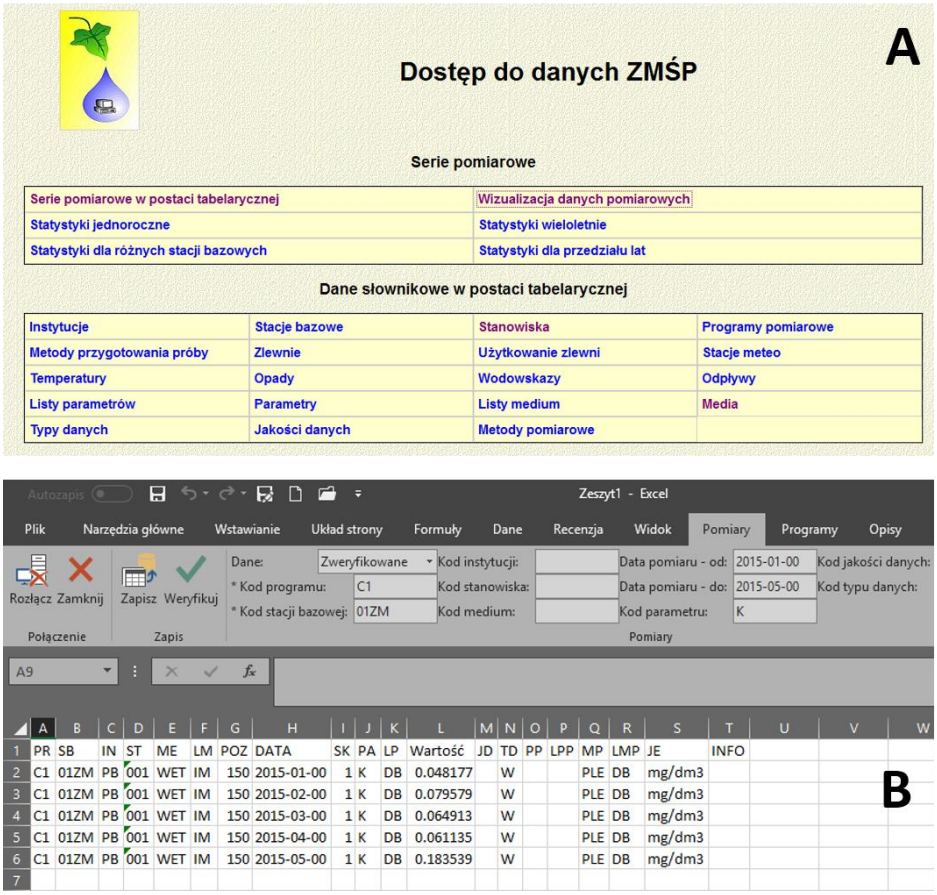
Dane pomiarowe corocznie wprowadzane są zdalnie przez stacje bazowe bezpośrednio z programu Microsoft Excel do bazy danych. Taki sposób zasilania bazy umożliwia opracowany dodatek (ang. *add-in*), którego kod został zaimplementowany w języku programowania VBA (Visual Basic for Applications) z wykorzystaniem biblioteki obiektów ADO (ActiveX Data Objects) przeznaczonej do komunikacji z bazą danych. Połączenie z bazą danych realizowane jest za pośrednictwem źródła danych ODBC.

Tab. 2.1.1. Zakres obligatoryjny systemu pomiarowego ZMŚP

Program pomiarowy	Kod programu	Liczba parametrów	Frekwencja pomiarów
Meteorologia	A1	14	365/rok
Zanieczyszczenie powietrza	B1	2	12/rok
Chemizm opadów atmosferycznych	C1	10	12/rok
Chemizm opadu podkoronowego	C2	11	12/rok
Chemizm spływu po pniach	C3	11	12/rok
Metale ciężkie i siarka w porostach	D1	8	1/rok
Gleby	E1	16	1/na 10 lat
Roztwory glebowe	F1	13	12/rok
Wody podziemne	F2	17	12, 4/rok
Opad organiczny	G2	5	1, 12/rok
Wody powierzchniowe – rzeki	H1	21	365, 12/rok
Wody powierzchniowe – jeziora	H2	18	365, 4/rok
Hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego	I1	13	1/3 lata
Struktura i dynamika szaty roślinnej	J2	35	1/3 lat
Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia – rośliny	J3	7	1/rok, 1/2 lata
Uszkodzenia drzew i drzewostanów	K1	3	1/rok
Epifity nadrzewne - porosty	M1	5	1/rok

W kolejnym etapie dane załadowane do bazy podlegają procesowi weryfikacji. Proces ten realizowanych jest na dwóch poziomach. Pierwszy etap odbywa się na lokalnych komputerach stacji bazowych podczas procedury wstawiania danych do bazy danych. W procesie tym wykorzystywane są dane słownikowe zgromadzone w bazie danych (identyfikatory stacji, stanowisk, laboratoriów oraz oznaczenia kodowe parametrów, metod analitycznych, wykorzystanych słowników). W sytuacji pozytywnie zakończonej weryfikacji pomiary otrzymują etykietę *dane surowe*. Drugi etap weryfikacji obejmuje kontrolę na poziomie administratora systemu i odbywa się po stronie serwera, z wykorzystaniem procedur zaimplementowanych w języku SQL. Etap ten składa się z dwóch podetapów. W pierwszym kontrolowana jest frekwencja pomiarów, format zapisu daty pomiarów, zakres przesłanych danych pomiarowych z wymaganym zakresem podstawowym, stosowane oznaczenia kodowe dla wybranych parametrów. W przypadku wykrycia błędów dane są usuwane z bazy, jednocześnie do stacji przesyłany jest raport z wynikami weryfikacji. Po poprawieniu przez stację, dane są ponownie ładowane do bazy. Dane pomiarowe, które przeszły pozytywnie weryfikację otrzymują etykietę *dane wątpliwe*. W kolejnym etapie weryfikacji wykorzystywane są ograniczenia

definicyjne, relacje między parametrami (np. relacja pH roztworu – obecność wodorowęglanów) oraz statystyki obliczone na podstawie dotychczas zgromadzonych danych pomiarowych w bazie danych. Weryfikacja danych pomiarowych (*dane wątpliwe*) przez administratora na tym etapie polega na zaklasyfikowaniu ich do zasobu lub pozostawieniu do wyjaśnienia z pracownikami stacji bazowej.



Ryc. 2.1.2. Dostęp do danych pomiarowych poprzez stronę WWW (A) oraz w programie Microsoft Excel (B)

Zweryfikowane dane pomiarowe udostępnianie są poprzez stronę WWW lub eksportowane do arkusza kalkulacyjnego MS Excel z wykorzystaniem standardu ODBC (*Ryc. 2.1.2*). Na potrzeby udostępniania danych pomiarowych w Internecie stworzona została aplikacja na platformę Java EE (*Java Platform, Enterprise Edition*). Dane na stronach HTML prezentowane są w postaci tabelarycznej lub graficznej (wykresy liniowe i słupkowe) wykorzystując bibliotekę JFreeChart. Strona wizualna aplikacji została oparta głównie na serwletach Java, jedynie

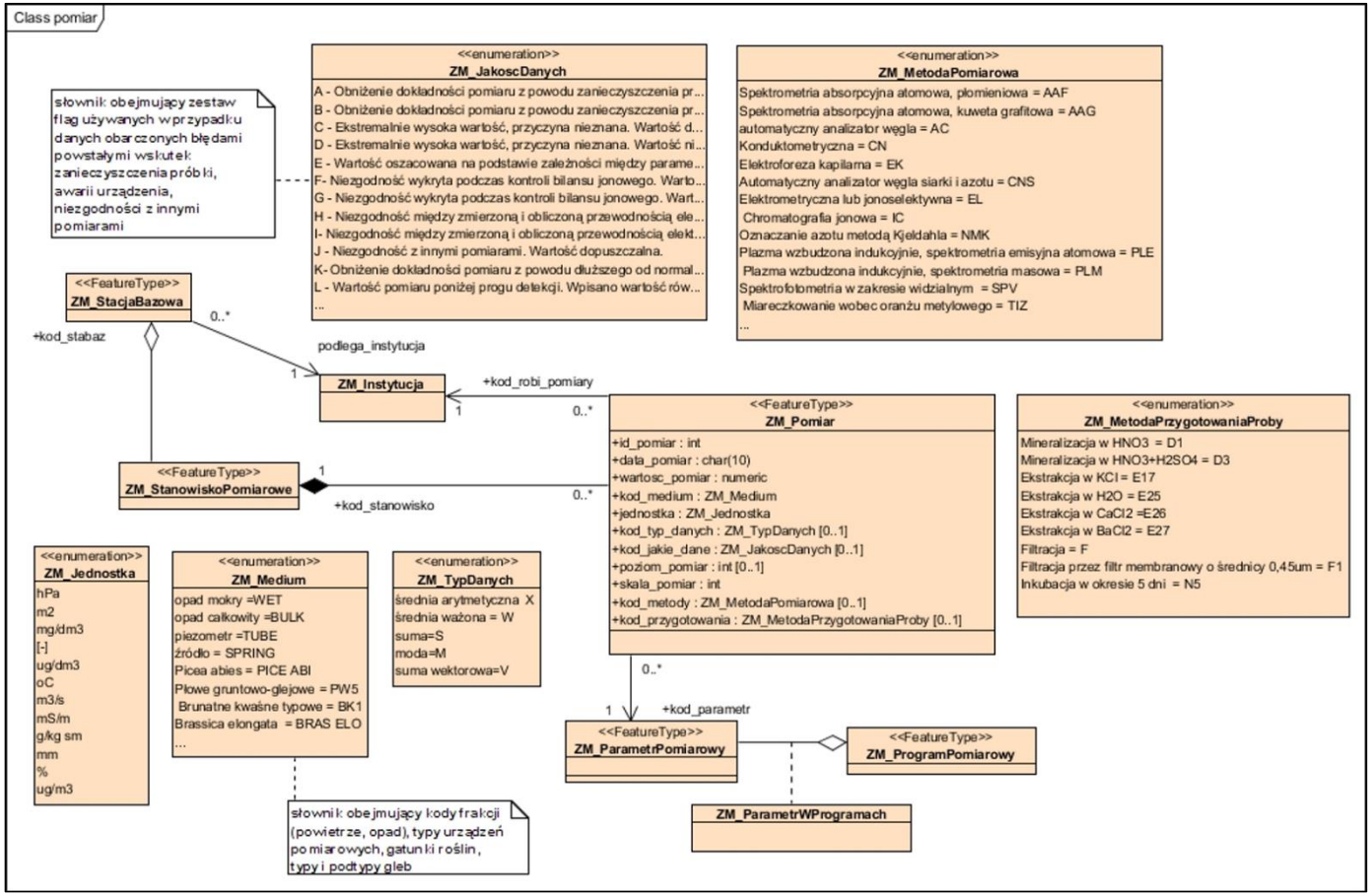
strony o charakterze statycznym zostały zapisane bezpośrednio jako dokumenty HTML. Za szatę graficzną aplikacji odpowiadają arkusze stylów CSS. Do zwiększenia interaktywności formularzy do selekcji danych wykorzystano język JavaScript i związaną z nim technikę Ajax. Komunikacja z bazą danych została zaimplementowana bezpośrednio z wykorzystaniem interfejsu programistycznego JDBC (Java Data Base Connectivity - łącze do baz danych w języku Java).

Wykorzystanie standardu ODBC umożliwiło efektywne korzystanie z zasobów zgromadzonych w bazie przez użytkowników bezpośrednio w programie Microsoft Excel (*Ryc. 2.1.2*). Użytkownik wykorzystując zainstalowany dodatek ma możliwość pobierania zarówno danych pomiarowych oraz słownikowych. Podczas wczytywania dowolnych danych istnieje możliwość podawania warunków selekcji oraz specyfikacji jakie informacje mają zostać wczytane do arkusza kalkulacyjnego z bazy danych. Cała komunikacja z użytkownikiem odbywa się za pomocą zestawów kart tematycznych i okien dialogowych dostępnych w interfejsie programu Microsoft Excel.

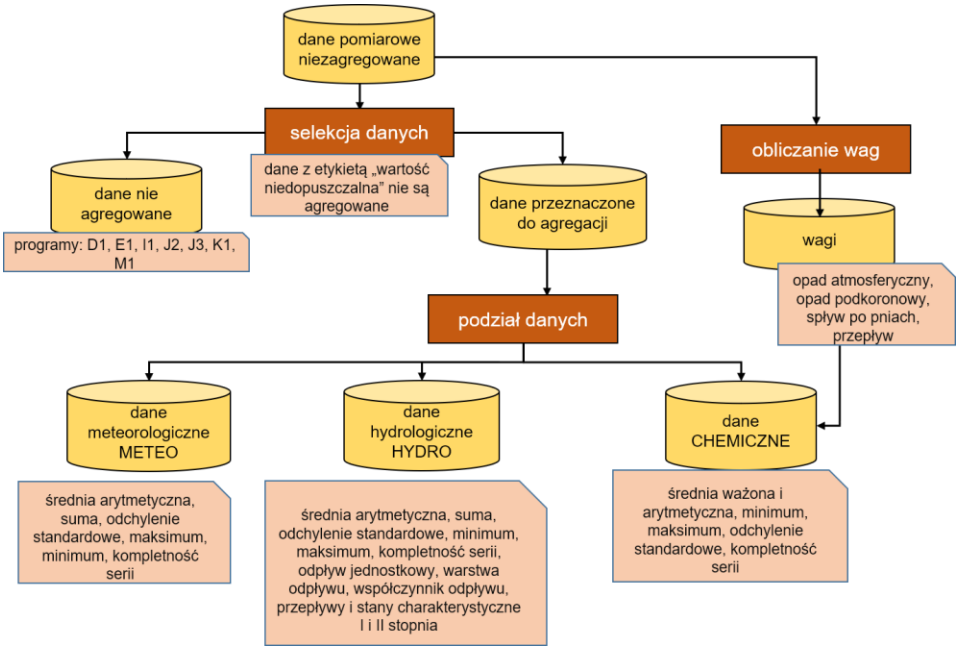
BAZA DANYCH

Zasadniczym komponentem SIMSP jest relacyjna baza danych, w której gromadzone jest pięć kategorii danych:

- Dane pomiarowe corocznie wprowadzane przez stacje bazowe do bazy. Aktualnie w bazie danych zgromadzono 1 395 130 (250 MB) rekordów obejmujących okres lat: 1994–2016;
- Dane słownikowe będące zestawieniami stosowanych metod laboratoryjnych i wstępnego przygotowania próby, kodów typów i podtypów gleb, gatunków roślin, kodów jakości i typów danych. W bazie wykorzystywane są słowniki używane przez program Integrated Monitoring (lista kodowa IM), słowniki opracowane przez Fiński Instytut Ochrony Środowiska i Szwedzką Agencję Ochrony Środowiska (lista kodowa DB). Wykorzystywany jest również słownik ZM będącą uzupełnieniem dwóch powyższych, zarządzany przez Centrum ZMŚP. Na rycinie 2.1.3. słowniki reprezentują klasy o stereotypie <<enumeration>>;
- Dane o systemie pomiarowym – obejmują zestawy identyfikatorów stacji bazowych, stanowisk, laboratoriów, programów i parametrów pomiarowych;
- Dane zagregowane - są to statystki oraz wybrane wskaźniki;
- Ograniczenia - są to dane referencyjne, nawiązujące do definicji parametrów oraz dopuszczalnych zakresów wartości określonych przez Zespół Ekspertów ZMŚP. Ograniczenia są wykorzystywane w weryfikacji danych pomiarowych.



Ryc. 2.1.3. Model opisu wyniku pomiaru w postaci diagramu klas UML



Ryc. 2.1.4. Schemat agregacji danych pomiarowych

Podstawowym wymogiem archiwizacji danych w systemie SIMSP jest jednolity format wyników pomiarów przekazywanych przez stacje bazowe. Każdy wynik pomiaru (klasa ZM_Pomiar – *Ryc. 2.1.3*) jest opisany przez szereg informacji uzupełniających (informacje o systemie pomiarowym i dane słownikowe). Opis ten obejmuje lokalizację i czas wykonania pomiaru (kod stacji i stanowiska pomiarowego, głębokość lub wysokość wykonania pomiaru, datę), jednostkę wykonującą pomiar - w przypadku parametrów fizykochemicznych jest to identyfikator laboratorium (klasa ZM_Instytucja) oraz zastosowaną procedurę analityczną (klasy: ZM_MetodaPomiarowa i ZM_Metoda PrzygotowaniaProby). Dla większości danych pomiarowych wykorzystywany jest kod medium (klasa ZM_Medium). Są to informacje o mierzonej frakcji zanieczyszczeń powietrza lub opadów, monitorowanych gatunkach roślin, typach i podtypach gleb. Dla danych pomiarowych obarczonych błędami wynikającymi z odstępstw od przyjętej metodyki pomiaru, awarii urządzenia rejestrującego, zanieczyszczenia próbki wymagane jest użycie właściwego kodu jakości danych (klasa ZM_JakoscDanych). Flagi te są również stosowane w przypadku obecności wartości ekstremalnie niskich lub wysokich, których przyczyna występowania nie jest znana.

Proces agregacji danych obejmuje etap selekcji danych pomiarowych, obliczenie wag dla wartości średnich ważonych oraz właściwy etap generowania podstawowych statystyk i wskaźników (*Ryc. 2.1.4*). W procesie agregacji nie są uwzględniane wyniki programów biotycznych, monitoringu gleb oraz dane

oznaczone etykietą *wartość niedopuszczalna*. Statystyki obliczane są dla trzech wyróżnionych grup danych: obejmujących stężenia składników chemicznych w powietrzu, opadach, wodach podziemnych i powierzchniowych (dane CHEMICZNE), danych meteorologicznych (METEO) oraz danych hydrologicznych (HYDRO). Dane zagregowane obejmują podstawowe statystyki: średnia arytmetyczną, średnią ważoną (stężenia składników chemicznych), odchylenie standardowe, wartości ekstremalne. Ponadto dla danych hydrologicznych obliczane są stany i przepływy charakterystyczne I i II stopnia, odpływ jednostkowy, warstwa odpływu oraz współczynnik odpływu. Dla każdego parametru podawana jest liczba pomiarów oraz kompletność serii pomiarowej wykorzystanej dla uśrednienia. Agregacja danych pomiarowych wykonywana jest dla różnych szeregów czasowych (miesiąc, rok hydrologiczny, rok kalendarzowy, wielolecie), parametrów pomiarowych oraz stacji bazowych.

PODSUMOWANIE

Dane pomiarowe zgromadzone w bazie danych były szeroko wykorzystywane w opracowaniu raportów, artykułów, syntez dotyczących oceny aktualnego stanu środowiska przyrodniczego i kierunków jego zmian. Do najważniejszych opracowań należy zaliczyć syntezy: „Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geoekosystemów Polski w latach 1994-1997", „Stan, przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994-2004 na podstawie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego". Ponadto dane pomiarowe są wykorzystywane w realizacji dwóch programów analitycznych: Prognozowaniu zmian bilansu wodnego i biogeochemicznego dla zlewni reprezentatywnych ZMSP w oparciu o wykorzystanie modelu SWAT oraz Ocenie usług geoekosystemów. Dane zostały również użyte w przygotowaniu raportu Long-term changes (1990-2015) in atmospheric deposition and runoff water chemistry of sulphate and inorganic nitrogen for forested catchments in Europe in relation to changes in emissions and hydrometeorological conditions.

System informatyczny ZMŚP umożliwia zarządzanie danymi pomiarowymi oraz danymi słownikowymi, pozwala na udostępnianie danych w sieci Internet. Dzięki zastosowaniu oprogramowania pracującego w standardzie ODBC możliwe jest efektywne korzystanie z informacji zgromadzonych w bazie danych przy wykorzystaniu narzędzi typy Microsoft Excel. Kolejnym etapem rozbudowy systemu informatycznego będzie integracja zgromadzonych danych pomiarowych z dostępnymi danymi przestrzennymi (mapy pokrycia terenu i użytkowania ziemi). W tym celu niezbędne jest wykorzystanie dostępnych rozwiązań służących do zarządzania danym przestrzennymi w systemach bazy danych. Przykładem takiego narzędzia jest PostGIS, rozszerzenie dedykowane dla serwera bazy danych PostgreSQL. Integracja ta umożliwi wykorzystanie dotychczas zgromadzonych danych pomiarowych w modelowaniu zmian obiegu

wody i pierwiastków w badanych zlewniach. Aktualnie w ramach programu ZMŚP wykorzystywany jest model SWAT, który został zaprojektowany do prognozowania wpływu zmian zagospodarowania zlewni na bilans wodny, zanieczyszczeń związkami azotu i fosforu, pestycydami oraz metalami ciężkimi. Model ten wymaga jednolitej i aktualnej bazy danych pomiarowych i przestrzennych.

LITERATURA

Kostrzewski A., 1991. Koncepcja programu: Monitoring obiegu energii i materii – kompleksowy monitoring środowiska przyrodniczego w podstawowych typach geoekosystemów Polski. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko. Poznań: 11-17.

Kostrzewski A., 1993. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego; stan prac, etapy realizacji. W: Kostrzewski A. (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Wybrane problemy. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 11-18.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Bogucki Wyd. Naukowe. Warszawa.

PMŚ 2015. Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016 -2020. Warszawa.

Zwoliński Z., 1993. Projekt systemu informatycznego Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: Kostrzewski A. (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Wybrane problemy. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 101-109.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO WYBRANYCH GEOEKOSYSTEMÓW W STRUKTURACH KRAJOBRAZOWYCH POLSKI



fot. M. Winowski

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI JEZIORA GARDNO

Jacek Tylkowski[1,2], Mariusz Samołyk[1,2], Paweł Czyryca[2]

[1] Instytut Geoekologii i Geoinformacji,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
[2] Stacja Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Białej Górze

WPROWADZENIE

Aktualna struktura krajobrazowa Polski, w tym geoekosystemów nadmorskich, jest wypadkową układu elementów abiotycznych i biotycznych środowiska oraz procesów naturalnych zachodzących w środowisku przyrodniczym w różnych skalach czasowych i przestrzennych a także wpływu czynników antropogenicznych. Badanie mechanizmów kształtujących środowisko przyrodnicze, rozpoznanie prawidłowości jego funkcjonowania oraz określenie zagrożeń i tendencji rozwoju to najważniejsze zadania realizowane w ramach programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Stacji Bazowej Wolin. Stacja Bazowa Wolin badania ZMŚP prowadzi od 2009 roku i organizacyjnie należy do Stacji Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Białej Górze. Stacja w Białej Górze jest jednostką zamiejscową Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Stacja ZMŚP Wolin prowadzi badania aktualnego stanu i przemian środowiska przyrodniczego oraz związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi komponentami środowiska nadmorskiej zlewni jeziora Gardno. Drenaż wód podziemnych w bezodpływowej powierzchniowo zlewni jeziora Gardno odbywa się do systemu rzeczno-jeziornego Lewińskiej Strugi (traktowanego w ZMŚP jako otulina). Badany geoekosystem położony w strefie wybrzeża Bałtyku reprezentuje w sieci ZMŚP nadmorski, młodoglacjalny krajobraz Polski.

Na obszarach młodoglacjalnych w systemach rzeczno-jeziornych obieg wody determinowany jest przez warunki meteorologiczne decydujące o dostawie wody i substancji rozpuszczonych do zlewni oraz przez cechy fizycznogeograficzne zlewni (m.in. wielkość, rzeźba i użytkowanie terenu, jeziorność) wpływające na obieg wody. Zmienne w czasie uwarunkowania hydrometeorologiczne i względnie stabilne warunki fizycznogeograficzne zlewni decydują o dostawie, krążeniu oraz odpływie wody i materii. Dla geoekosystemów rzeczno-jeziornych strefy Pobrzeża Bałtyku typowe są płytkie jeziora i nizinny charakter rzek. Indywidualność krajobrazową badanego obszaru określa nadmorskie położenie i związane z tym cechy umiarkowanego klimatu morskiego oraz dostawa aerozoli morskich, duże zróżnicowanie topograficzne,

brak powierzchniowych obiektów hydrograficznych w strefie wolińskiej moreny czołowej (poza Jeziorem Gardno) oraz znaczne zalesienie.

W opracowaniu zaprezentowano specyfikę obiegu wody i substancji rozpuszczonych w systemie rzeczno-jeziornym górnej Lewińskiej Strugi oraz przedstawiono prawidłowości dotyczące specyfiki funkcjonowania bezodpływowej powierzchniowo zlewni jeziora Gardno.

Kompleksowa ocena stanu środowiska przyrodniczego badanej zlewni z okresu badawczo-pomiarowego 2009-2015 stanowi podstawę do sporządzania prognoz krótko i długoterminowych rozwoju środowiska przyrodniczego, przedstawienia kierunków zagrożeń środowiska oraz sposobów jego ochrony. Wieloletnie, standaryzowane badania monitoringowe pozwalają na zidentyfikowanie wpływu czynników zewnętrznych (allochtonicznych, np. warunków pogodowych) i wewnętrznych (autochtonicznych, np. form pokrycia terenu) na stan badanego geoekosystemu Lewińskiej Strugi i w szerszym ujęciu całej jednostki krajobrazowej.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Zlewnia jeziora Gardno o powierzchni 242 ha jest podstawowym obiektem dla prowadzenia badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego przez Stację Bazową Wolin. W badanej zlewni jeziornej i jej otulinie realizowany jest szeroki zakres pomiarowy dotyczący funkcjonowania środowiska przyrodniczego, zarówno pod względem abiotycznym jak i przyrody ożywionej. Zlewnia jeziora Gardno i jej otulina położone są na wyspie Wolin, na obszarze mikroregionów Pasma Wolińskiego i Pojezierza Wolińskiego. Zlewnia jeziora Gardno w regionalizacji fizycznogeograficznej Polski (Kondracki 2000) położona jest w mezoregionie Wolin i Uznam (313.21), który znajduje się w makroregionie Pobrzeża Szczecińskiego (313.2-3), podprowincji Pobrzeża Południowobałtyckiego (313), prowincji Niż Środkowoeuropejski (31) i megaregionie Pozaalpejskiej Europy Środkowej (3).

Cechą wyróżniającą zlewni jeziora Gardno jest jej nadmorskie położenie w strefie klimatu umiarkowanego, w zasięgu rzeźby terenu o charakterze młodoglacjalnym, o znacznych różnicach wysokości i dużych spadkach terenu (*Ryc. 3.1.1*). Specyfiką obszaru badań jest brak odpływu powierzchniowego, niemal całkowite zalesienie zlewni z dominacją drzewostanu bukowego, duży udział aerozoli morskich w obiegu wody i materii rozpuszczonej oraz względnie nikła antropopresja. Dział wodny zlewni jeziora Gardno usytuowany jest w odległości 220 metrów od brzegu morskiego. Cechy morfometryczne zlewni są następujące: jej maksymalna długość wynosi 2,52 km, średnia szerokość 0,97 km, maksymalna szerokość 1,61 km, maksymalna wysokość terenu 115,9 m n.p.m., minimalna rzędna terenu 16,9 m n.p.m., średnia rzędna terenu 58,2 m n.p.m., średni spadek 5,8°. Zlewnia ma wydłużony kształt, wzdłuż osi SW-NE.

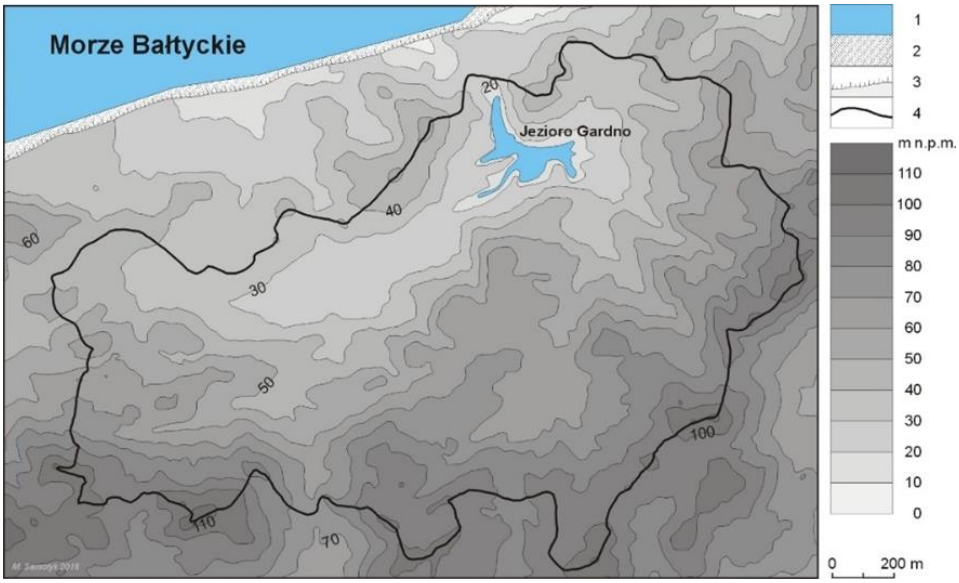


Ryc. 3.1.1. Specyfika położenia zlewni Jezioro Gardno (Stacja Bazowa Wolin), fot. K. Rymer 2011

Od południa i wschodu granica zlewni przebiega po wzniesieniach sięgających ponad 100 m n.p.m., a od zlewni bezpośredniej Morza Bałtyckiego zlewnię oddzielają wzniesienia o maksymalnej wysokości 52,5 m n.p.m. (*Ryc. 3.1.2*), (Kostrzewski i in. 2015a). Rzeźba terenu zlewni jeziora Gardno wiąże się z glacitektoniczną genezą wolińskiej spiętrzonej moreny czołowej, której wiek określany jest na najstarszy dryas (Kostrzewski 1978). W późnym glacjale nastąpiła intensywna erozja osadów poprzez wody proglacjalne oraz procesy eoliczne. Był to ważny epizod w rozwoju rzeźby moreny wolińskiej (Borówka, Gonera, Kostrzewski, Zwoliński 1983). Miąższość utworów czwartorzędowych w zasięgu zlewni przekracza 70 m. Skutkiem procesów wytopiskowych jest duża energia rzeźby. W północnej części zlewni na wysokości 30-40 metrów występuje fragment stoliwa kemowego. Rzeźbę terenu zlewni jeziora Gardno urozmaicają liczne pagóry i obniżenia, spadki terenu lokalnie przekraczają 30° (Kostrzewski i in. 2015a).

Wartość pH (w KCl) ściółki mieści się w przedziale od 2,57 do 3,34, dla poziomów AE i poziomów bielicowania Es i Bhs w przedziale od 2,52 do 3,34, natomiast dla poziomów gleb płowych nie przekracza 3,8 (Komisarek i in. 2010). Dynamiczna rzeźba terenu oraz leśne użytkowanie warunkuje występowanie typów topoklimatu w badanej zlewni (Bogucki, Tamulewicz 1992). W zlewni jeziora Gardno dominują obszary o topoklimacie leśnym, o różnym stopniu nachylenia i ekspozycji terenu: w północnej części zlewni dominują strome zalesione zbocza o ekspozycji południowej a w środkowej części zlewni przeważaj zalesione i strome stoki o ekspozycji północnej. Warunki topoklimatyczne zlewni jeziora Gardno są korzystne pod względem migracji

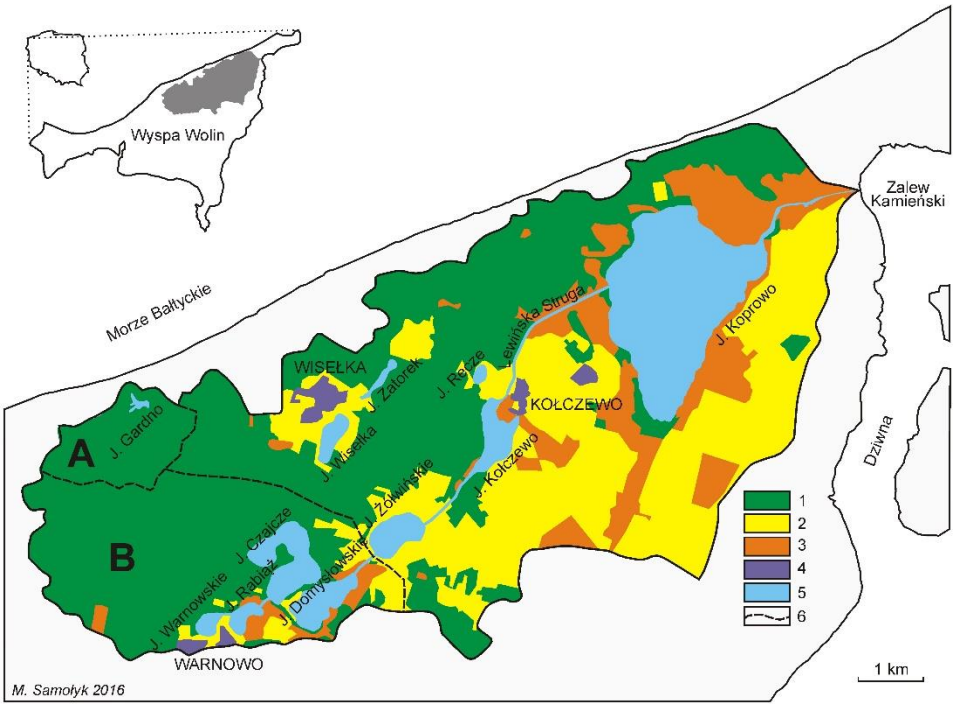
wody, gdyż spowalniają jej obieg oraz sprzyjają retencji. Zlewnię cechuje stosunkowo ograniczona dostawa promieniowania słonecznego, mała dobowa zmienność temperatury powietrza i niska prędkość wiatru. W strukturze użytkowania ziemi zlewni jeziora Gardno dominują lasy 98,2%. Marginalny jest udział wód powierzchniowych 1,2% (tylko jezioro Gardno) i obszarów przekształconych antropogenicznie 0,6% (drogi, budynki). Indywidualnością zlewni jeziora Gardno jest występowanie buczyny pomorskiej (Piotrowska 2003; Piotrowska, Żukowski 1967). Występują tu głównie acidofilne lasy bukowe (*Luzulo pilosae-Fagetum*), wokół jeziora spotykane są mieszane lasy bukowo-dębowe (*Fago-Quercetum*). Efektem działalności antropogenicznej są zbiorowiska leśne z sosną zwyczajną (*Pinus silvestris*).



Ryc. 3.1.2. Hipsometria zlewni ZMŚP Jezioro Gardno (Kostrzewski i in. 2015a)

Zlewnia górnej Lewińskiej Strugi stanowiąca otulinę zlewni jeziora Gardno (*Ryc. 3.1.3*) o powierzchni 11,6 km^2 i wskaźniku jeziorności 12,2% pokryta jest w przeważającej części osadami o słabej przepuszczalności (gliny i pyły). Piaszczyste obszary den dolinnych i rynien glacjalnych w południowo-wschodniej części wykorzystywane są na potrzeby rolnictwa (grunty orne 7,8% a łąki i pastwiska 5,2%). Jedynie w bliskim sąsiedztwie jezior Warnowo i Rabiąż znajdują się tereny zabudowane (1,8%). Pozostały areał zlewni stanowią tereny leśne (73%), (Kostrzewski i in. 2015b; Samołyk 2013; Samołyk, Ścisłowska 2014; Tylkowski 2014). Niewielki spadek Lewińskiej Strugi (0,11‰), bardzo słabe rozwinięcie cieku (1,07) oraz obecność kilku jezior przepływowych sprawia, że dynamika odpływu wody i chemizm wód rzecznych ulega niewielkim zmianom w ciągu roku. Przyczynami tego są małe wahania przepływu oraz depozycja

trudniej rozpuszczalnych jonów w osadach dennych jezior. Duże stężenia HCO_3^- oraz Ca^{2+} świadczą o znacznej intensywności procesów denudacji chemicznej w zlewni Lewińskiej Strugi, co jest uzasadnione budową litologiczną i dostępnością substancji rozpuszczonych. Znaczna koncentracja jonów wodorowęglanowych i wapniowych jest charakterystyczna dla obszarów, których głównym źródłem dostawy substancji rozpuszczonych są naturalne procesy wietrzenia i ługowania podłoża. Odpływ wód rzecznych ze zlewni jest stabilizowany przez jeziora przepływowe, w efekcie system hydrograficzny jest mało podatny na zjawiska ekstremalne jak np. duże opady, gwałtowne odwilże i susze. W badanym systemie rzeczno-jeziornym transport fluwialny substancji rozpuszczonych bywa zakłócany w obrębie jezior, które stanowią zarówno ich źródło jak i strefę depozycji. Zbiorniki wodne odgrywają ważną rolę w obiegu energii i materii. Materiał pochodzący m.in. z procesów denudacji chemicznej jest częściowo lub w pełni akumulowany w jeziorach, co z kolei przyspiesza ich eutrofizację.



Ryc. 3.1.3. Użytkowanie terenu zlewni Jeziora Gardno (A) i Górnej Lewińskiej Strugi (B)
1 – lasy, 2 – pola, 3 – łąki i nieużytki, 4 – obszary zabudowane, 5 – wody powierzchniowe, 6 – działy wodne

Zarówno zlewnia jeziora Gardno jak i jej otulina (zlewnia górnej Lewińskiej Strugi) podlegają nikłej antropopresji. Na obszarze badań istnieje bardzo

niewiele obiektów o negatywnym oddziaływaniu na środowisko przyrodnicze. W oparciu o mapę sozologiczną (GUGiK 2007) oraz rekonesans terenowy nie stwierdzono wyjątkowo szkodliwej działalności antropogenicznej. Jedynym lokalnym źródłem zanieczyszczenia są ciągi komunikacyjne (droga wojewódzka 102, drogi w kompleksie Grodno 1 i we wsi Warnowo) i związana z tym relatywnie niska emisja zanieczyszczeń komunikacyjnych NO_x. Na pogorszenie jakości powietrza w otulinie zlewni w półroczu chłodnym wpływać mogą także zanieczyszczenia pochodzące ze spalania paliw kopalnych SO_2, głównie z okolicy Międzyzdrojów, Wisełki i Warnowa. Ponadto pewnym zagrożeniem dla stanu środowiska jest występowanie w sąsiedztwie otuliny ujęcia wody w Międzyzdrojach, które przy wzmożonej eksploatacji może prowadzić do wystąpienia leja depresyjnego i spadku zasobów wód podziemnych. Ujęcia wody w Białej Górze, Grodnie i Wisełce ze względu na niską eksploatacje nie wpływają znacząco na obniżenie zwierciadła wód podziemnych. Obszar badań zatem nie jest szczególnie narażony na antropogeniczną degradacje środowiska, zarówno w odniesieniu do czynników lokalnych jak i regionalnych oraz ponadregionalnych.

Obszar badań położony jest na szczególnie cennych przyrodniczo terenach: w Wolińskim Parku Narodowym i Obszarze Natura 2000 Wolin i Uznam PLH320019.

Uzyskane prawidłowości funkcjonowania zlewni górnej Lewińskiej Strugi oraz zlewni jeziora Gardno można uznać za reprezentatywne dla podobnych pod względem fizycznogeograficznym geoekosystemów nadmorskiej strefy młodoglacjalnej w Polsce.

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego na wyspie Wolin prowadzony jest od 2009 roku. Badania koncentrują się głównie na określeniu przepływu energii (krążenie wody) oraz dostawy, migracji wewnętrznej i odprowadzania materii (substancje rozpuszczone), w oparciu o standaryzowany system pomiarowy (*Ryc. 3.1.4*), zgodny z wymogami programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (Kostrzewski i in. 1995, Kostrzewski i in. 2006). Ocena stanu środowiska przyrodniczego uwzględnia także wyniki monitoringu biotycznego (Samołyk, Czyryca 2016). Pomiary i obserwacje meteorologiczne (A1) oraz chemizmu opadów atmosferycznych (C1) prowadzone są w stacji meteorologicznej w Białej Górze położonej w strefie wybrzeża klifowego na wysokości 70 m. Wykonywano pomiary manualne elementów pogody (temperatura gruntu na głębokości 100 cm, rodzaj opadu atmosferycznego, wielkość opadu, jakość pokrywy śnieżnej, wielkość parowania, grubość pokrywy śnieżnej, zachmurzenie, stan

powierzchni gruntu, zjawiska atmosferyczne) oraz automatyczne (Vaisala MILOS 520: temperatura powietrza na 200 cm n.p.g., wilgotność powietrza, ciśnienie atmosferyczne, natężenie bezpośredniego promieniowania słonecznego, temperatura powietrza na 5 cm n.p.g., temperatura gruntu na 5 cm, 10 cm, 20 cm, 50 cm p.p.g., wielkość opadu atmosferycznego, prędkość i kierunek wiatru na 10 m n.p.g.). Program pomiarowy C1 prowadzono na terenie otwartym w oparciu o automatyczny kolektor typu Eigenbrodt UNS 130/E, próbki do analiz pobierano w cyklu tygodniowym.

W Białej Górze realizowany jest we współpracy z Wojewódzkim Inspektoratem Ochrony Środowiska w Szczecinie także program zanieczyszczenia powietrza (B1) metodą pasywną (SO_2, NO_X). Stanowisko pomiarowe programu B1 składało się z 3 próbników eksponowanych na wysokości 230 cm n.p.g, w których metodą pasywną z miesięcznym okresem ekspozycji. System pomiarowy obiegu wody w zlewni jeziora Gardno obejmował analizy ilościowe i jakościowe opadu podkoronowego (C2), spływu po pniach (C3), wód glebowych (F1), wód podziemnych (F2) i wód jeziornych (H2).



Ryc. 3.1.4. System pomiarowy - lokalizacja stanowisk badawczych w Stacji ZMŚP Wolin w latach 2009-2015 roku (GGK 1989, z uzupełnieniami)

System pomiarowy obiegu wody jest zautomatyzowany. Na leśnych powierzchniach badawczych w zlewni jeziora Gardno wytypowane są także powierzchnie monitoringu gleb (E1) i programów biotycznych: metali ciężkich i siarki w porostach (D1), opadu organicznego (G2), uszkodzenia drzew i drzewostanów (K1), epifitów nadrzewnych (M1). Programy pomiarowe C2, C3, F1, F2, G2, M1, O1 prowadzono w interwałach miesięcznych w obrębie lasu

mieszanego świeżego powyżej 100 lat, (90% buk, 10% sosna). W latach 2009-2014 analizowano stężenia siarki i metali ciężkich w zbieranych na terenie zlewni plechach porostu pustułka pęcherzykowata (*Hypogymnia physodes*), a od roku 2015 mierzono stężenia w plechach transplantowanych. Coroczna ocena drzewostanów wykonywana była w lipcu w dwóch drzewostanach bukowych oraz na przełomie września i października w drzewostanie sosnowym. W otulinie zlewni jeziora Gardno w Domysłowie realizowany jest program monitoringu wód rzecznych H1, w oparciu o zainstalowany limnimetr na Lewińskiej Strudze.

W latach 2009-2015 realizowanych było łącznie17 programów pomiarowych (*Tab. 3.1.1*) na 51 stanowiskach (*Ryc. 3.1.4*), w oparciu o niezmienne metody i system pomiarowy. Stosowano metodyki laboratoryjne zgodne z wytycznymi ZMŚP (Kostrzewski i in. 1995, Kostrzewski i in. 2006) (*Tab. 3.1.2*).

Tab. 3.1.1. Stanowiska badawczo-pomiarowe w Stacji ZMŚP Wolin w latach 2009-2015 roku

Program pomiarowy	Kod programu	Uwagi
Meteorologia	A1	pomiary manualne oraz automatyczne (Vaisala MILOS 520)
Zanieczyszczenie powietrza	B1	analizy laboratoryjne realizowane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie
Chemizm opadów atmosferycznych	C1	kolektor typu Eigenbrodt UNS 130/E
Chemizm opadu podkoronowego	C2	10 kolektorów opadu podkoronowego
Chemizm spływu po pniach	C3	3 kolektory spływu po pniach
Metale ciężkie i siarka w porostach	D1	w latach 2009-2014 oznaczenia stężeń wykonywała K. Sawicka-Kapusta, od 2015 r. M. Jóźwiak
Gleby	E1	kartowanie glebowe przeprowadził zespół J. Komisarek w 2010 r.
Chemizm roztworów glebowych	F1	pobór roztworów z 30 cm, 60 cm i 210 cm p.p.g.,
Wody podziemne	F2	2 piezometry, zapis automatyczny stanu wód
Opad organiczny	G2	15 chwytaczy
Wody powierzchniowe - rzeki	H1	automatyczny limnimetr
Wody powierzchniowe - jeziora	H2	automatyczny limnimetr
Hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego	I1	3 odcinki badawczo-pomiarowe, Lewińska Struga, zespół K. Szoszkiewicza w 2015
Uszkodzenia drzew i drzewostanów	K1	3 stanowiska: buk, sosna
Epifity nadrzewne	M1	9 stanowisk w latach 2010-2014, od 2015 r. 7 stanowisk
Fauna epigeiczna	O1	3 stanowiska w latach 2009-2014
Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi	P1	zlewnia jeziora Gardno, Z. Zwoliński, J. Gudowicz 2010

Tab. 3.1.2. Parametry i metody pomiarowe oraz analityczne

Kod programu	Podprogram pomiarowy	Metody pomiarowe i analityczne	Częstotliwość pomiarów	Liczba próbek/ pomiarów
A1	temperatura powietrza, (minimalna, maksymalna), temperatura powietrza przy powierzchni gruntu, temperatury gruntu na głęb. 5, 20, 50 cm	czujnik temperatury Vaisala	24 razy/dobę	ponad 700 000
	wilgotność względna	czujnik wilgotności Vaisala		
	prędkość i kierunek wiatru na 10 m	wiatromierz Vaisala		
	promieniowanie całkowite, usłonecznienie, napromienienie słoneczne	pyranometr i solarymetVaisala		
	opady atmosferyczne na wysokości 1 m n.p.g	deszczomierz Helmanna	1 raz/dobę	
	grubość pokrywy śnieżnej	śniegowskaz		
B1	azot w dwutlenku azotu N-NO2, siarka w dwutlenku siarki S-SO2	metoda pasywna	1 raz/miesiąc	63
C1, C2, C3, F1, F2, H1, H2	przewodność właściwa, odczyn pH	metoda konduktometryczna i potencjometryczna	1 raz/miesiąc dla C1, C2, C3, F1, F2, H1; 4 razy/rok dla H2	po 84 dla C1, C2, C3, F2; 42 dla F1; 301 dla H1; 168 dla H2
	siarka siarczanowa, azot azotanowy, chlorki	chromatografia jonowa		
	azot amonowy	metoda kolorymetryczna, spektrofotometria		
	sód, potas	spektrofotometria emisji atomowej FAES		
	magnez	spektrofotometria absorpcji atomowej FAAS		
	wapń	metoda wersenianowa		
F1, F2, H1, H2	wodorowęglany	metoda alkacymetryczna		
F2, H1, H2	fosfor ogólny	spektrofotometria		
	temperatura wody	termometr rtęciowy		
	tlen rozpuszczony, BZT_5	tlenomierz, metoda potencjometryczna		
F2, H1, H2	poziom wody	limnimetr automatyczny	1 raz/dobę	2556 dla H1, 1312 dla F2 i H2
D1	kadm, ołów, cynk, miedź, żelazo, chrom, nikiel	spektrometria absorpcji atomowej AAS	1 raz/rok	41
	siarka	metoda turbidymetryczna		
G2	opad organiczny (masa sucha)	chwytacze	1 raz/miesiąc	84
	całkowity węgiel organiczny, siarka ogólna, azot ogólny	analizator węgla siarki i azotu	1/rok z próbek miesięcznych	2
	wapń, magnez, sód, potas	chromatografia gazowa, fotometria płomieniowa		

Kod programu	Podprogram pomiarowy	Metody pomiarowe i analityczne	Częstotliwość pomiarów	Liczba próbek/ pomiarów
K1	defoliacja, odbarwienie, uszkodzone drzewa	obserwacja	1 raz/rok	39
	pierśnica	pomiar	1 raz/5 lat	
M1	pokrycie, zdrowotność plechy, wielkość powierzchni badawczej, powierzchnia plechy, liczba porostów krzaczkowatych na pniu, powierzchnia nekroz, powierzchnia chloroz	powierzchnie badawcze	1/rok	77
O1	wskaźnik łowności, liczba gatunków, udział poszczególnych gatunków w zgrupowaniu, wskaźnik dominacji Simpsona, wskaźnik różnorodności Shanonna i Weavera, wskaźnik równomierności Shanonna-Weavera, struktura troficzna	odłowy przy pomocy pułapek Barbera	1/miesiąc w sezonie wegetacyjnym (V-IX)	90

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 2009-2015

Warunki hydrometeorologiczne są jednymi z najważniejszych czynników determinujących kierunki, wielkość i rodzaj zmian zachodzących w geoekosystemach. W znacznym stopniu wpływają na cykliczność i sezonowość procesów zachodzących w środowisku geograficznym. Dynamika zmian elementów pogody decyduje m.in. o geomorfologicznych przemianach środowiska geograficznego oraz stanowi główny czynnik zaburzający funkcjonowanie geoekosystemów, głównie w wyniku występowania zdarzeń ekstremalnych. Prawidłowe rozpoznanie uwarunkowań hydrometeorologicznych posiada duże znaczenie dla rozpoznania tendencji zachodzących zmian w środowisku geograficznym.

Zlewnia górnej Lewińskiej Strugi położona jest w bezpośrednim sąsiedztwie Bałtyku. Przekłada się to na łagodniejszy klimat w stosunku do większości kraju. Cechą charakterystyczną obszaru wynikającą z nadmorskiego położenia, są względnie niskie amplitudy temperatury powietrza, łagodne zimy i chłodne lata (*Tab. 3.1.3*). Wpływ nadmorskiego położenia przejawia się stosunkowo wysokimi temperaturami powietrza w miesiącach zimowych, małą ilością dni z ujemną temperaturą powietrza, niewielką ilością dni upalnych, dużą ilością dni z wysokim zachmurzeniem w ciągu roku oraz wysokimi średnimi prędkościami wiatru, zwłaszcza w okresie jesienno-zimowych sztormów. Amplituda średnich rocznych wartości temperatury powietrza na badanym obszarze była niewielka i wyniosła 19,5°C, natomiast absolutna amplituda temperatury powietrza osiągnęła wartość 54,5°C. Jedynie dla stycznia średnia temperatura powietrza była ujemna (-0,4°C). Najcieplejszym miesiącem w badanym okresie był lipiec 19,1°C. Średnia miesięczna temperatura gruntu na głębokościach 5, 10, 20 cm

w badanym okresie była dodatnia, co świadczy o krótkich i sporadycznych okresach przemarznięcia gruntu. W latach 2009-2015 pokrywa śnieżna występowała krótko, najwcześniej pojawiała się w listopadzie, najpóźniej zanikała w kwietniu, jej największa miąższość wyniosła 50 cm. Ponad 63% opadów przypadło na półrocze ciepłe (388,4 mm). Najniższe miesięczne sumy opadów atmosferycznych występowały od lutego do marca. Najwyższe opady występowały w miesiącach letnich, zwłaszcza w lipcu (95 mm).

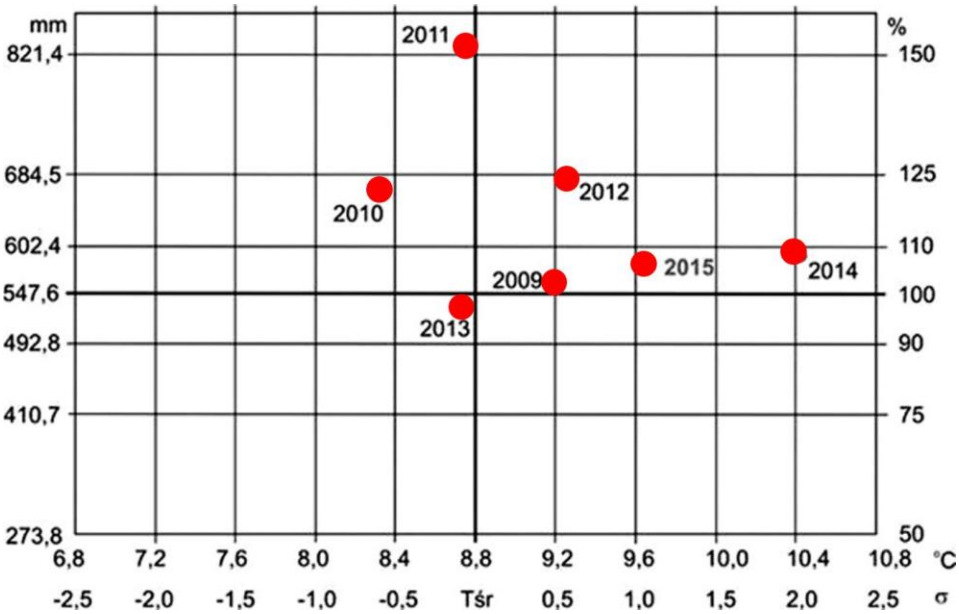
Tab. 3.1.3. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Wolin w okresie 2009-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
TA_$X_{max\ abs}$	[°C]	22,8	11,7	22,8	11,0	21,4	25,2	29,2	35,8	35,2	34,0	33,5	23,3	35,8
TA_X_{max}	[°C]	7,7	2,8	1,5	2,5	7,2	13,2	16,9	20,2	23,7	22,8	18,6	12,6	12,5
TA_D	[°C]	5,7	1,0	-0,4	0,2	3,9	9,0	12,6	15,9	19,1	18,6	14,9	9,6	9,2
TA_N_{min}	[°C]	3,8	-0,9	-2,4	-1,9	1,1	6,3	9,5	13,5	16,9	15,9	12,6	8,0	6,9
TA_$N_{min\ abs.}$	[°C]	-7,8	-13,7	-16,5	-18,7	-8,6	-3,4	0,5	6,8	6,4	8,3	5,3	0,4	-18,7
TA_$G_{min\ 5\ cm}$	[°C]	3,8	-1,0	-2,8	-1,8	0,9	5,3	8,6	12,1	15,6	15,1	11,2	6,4	6,1
TA_$G_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-9,7	-16,2	-17,6	-20,0	-11,5	-3,5	-2,4	4,0	10,2	8,1	3,7	-1,3	-20,0
T_$S_{5\ cm}$	[°C]	5,4	1,6	0,7	0,4	4,1	10,5	16,1	20,3	22,8	21,1	16,1	9,6	10,7
T_$S_{20\ cm}$	[°C]	6,8	3,0	2,0	1,1	3,9	9,2	14,8	18,7	21,5	20,7	16,8	11,1	10,8
T_$S_{50\ cm}$	[°C]	7,9	4,4	3,1	2,0	3,8	7,9	13,1	16,6	19,6	19,7	16,9	12,3	10,6
HH	[%]	89,9	91,1	88,4	85,4	78,5	71,0	73,4	74,4	74,1	73,4	77,5	83,5	80,0
RR_T	[mm]	49,5	49,2	47,4	27,9	29,4	22,2	54,5	63,8	95,0	82,8	40,5	54,5	616,5
SC_H	[cm]	10	31	35	50	19	13	0	0	0	0	0	0	50
PRES	[hPa]	1011,5	1011,3	1014,3	1013,4	1016,2	1014,7	1015,0	1014,1	1013,5	1013,7	1015,4	1015,2	1014,0
WIV	[$m \cdot s^{-1}$]	3,1	3,3	3,2	3,0	2,9	2,6	2,2	2,1	2,3	2,3	2,3	2,6	2,7

Objaśnienia: TA – temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES - ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

Według klasyfikacji termiczno-opadowej (Lorenc 1998) dla okresu 2009-2015, nie odnotowano lat anomalnie i ekstremalnie chłodnych, anomalnie i ekstremalnie ciepłych oraz lat skrajnie wilgotnych i skrajnie suchych (*Ryc. 3.1.5*). Jedynie 2011 rok był wyjątkowy ze względu na wysoką sumę opadów atmosferycznych. Natomiast pod względem termicznym był to 2014 rok, który zakwalifikowano jako bardzo ciepły. Kryteria termiczno-opadowe wyznaczono na podstawie wartości normowych ze stacji meteorologicznej Świnoujście, z okresu 1966-2013.

Klasyfikacja termiczna przedstawia znaczną zmienność warunków w poszczególnych latach. Bardzo ciepły w ostatnich dwóch latach był przełom zimy i wiosny, zwłaszcza luty, marzec i kwiecień. Miesiące normalne pod względem termicznym występowały w okresie zimowym, od grudnia do lutego, aczkolwiek były one bardzo zmienne w badanym siedmioleciu. W latach 2009-2011 sezon zimowy był chłodniejszy od wartości normalnych. Natomiast w latach 2014-2015 sezon zimowy był wyraźnie cieplejszy. Jednakże tendencja największego ochładzania w badanym okresie występowała w listopadzie. Dla całego okresu pomiarowego 2009-2015 do cieplejszego okresu zakwalifikowano 7 miesięcy, od marca do września. Do miesięcy normalnych termicznie należy okres 3 miesięcy od grudnia do lutego oraz październik. Do miesiąca chłodniejszego zakwalifikowano jedynie listopad (*Tab. 3.1.4*).



Ryc. 3.1.5. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji ZMŚP Wolin w okresie 2009-2015

Klasyfikacja opadowa dla miesięcy w okresie 2009-2015 ukazuje bardzo duże zróżnicowanie dostawy wody do badanego obszaru. Szczególnie wilgotnym sezonem był okres letni (lipiec, sierpień) oraz sezon jesienny (głównie październik). Najbardziej suchym miesiącem był kwiecień, co jest szczególnie niekorzystne dla sfery biotycznej, która na początku okresu wegetacyjnego potrzebuje szczególnie dużej ilości wody. Do normalnego okresu zakwalifikowano 8 miesięcy, od listopada do marca, od maja do czerwca oraz wrzesień (*Tab. 3.1.5*).

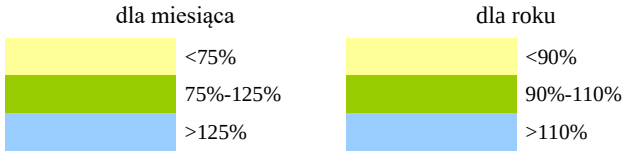
Tab. 3.1.4. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP Wolin w okresie 2009-2015 (na podstawie wartości normowych ze stacji meteorologicznej Świnoujście z okresu 1966-2013)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2009	5,9	1,8	-0,6	-0,2	3,7	11,1	12,5	14,2	18,8	19,1	15,6	8,0	9,2
2010	6,7	-0,1	-5,1	-0,7	3,6	8,0	9,9	15,8	21,8	18,3	13,6	8,1	8,3
2011	4,6	-4,5	0,6	-1,4	3,4	10,1	13,5	17,1	17,3	17,8	15,5	10,3	8,7
2012	5,2	3,7	1,6	-2,0	5,2	8,2	13,3	15,6	18,1	18,2	14,9	9,3	9,3
2013	5,4	-0,3	-0,5	0,0	-0,7	7,4	13,8	16,5	19,3	18,9	13,8	11,2	8,7
2014	5,8	4,1	-0,9	4,4	6,7	10,1	12,9	16,3	20,4	17,7	15,8	11,7	10,4
2015	6,4	2,1	2,4	1,6	5,6	8,5	12,1	15,5	18,3	20,2	14,8	9,0	9,7
średnia	5,7	1,0	-0,4	0,2	3,9	9,1	12,6	15,9	19,1	18,6	14,9	9,7	9,2

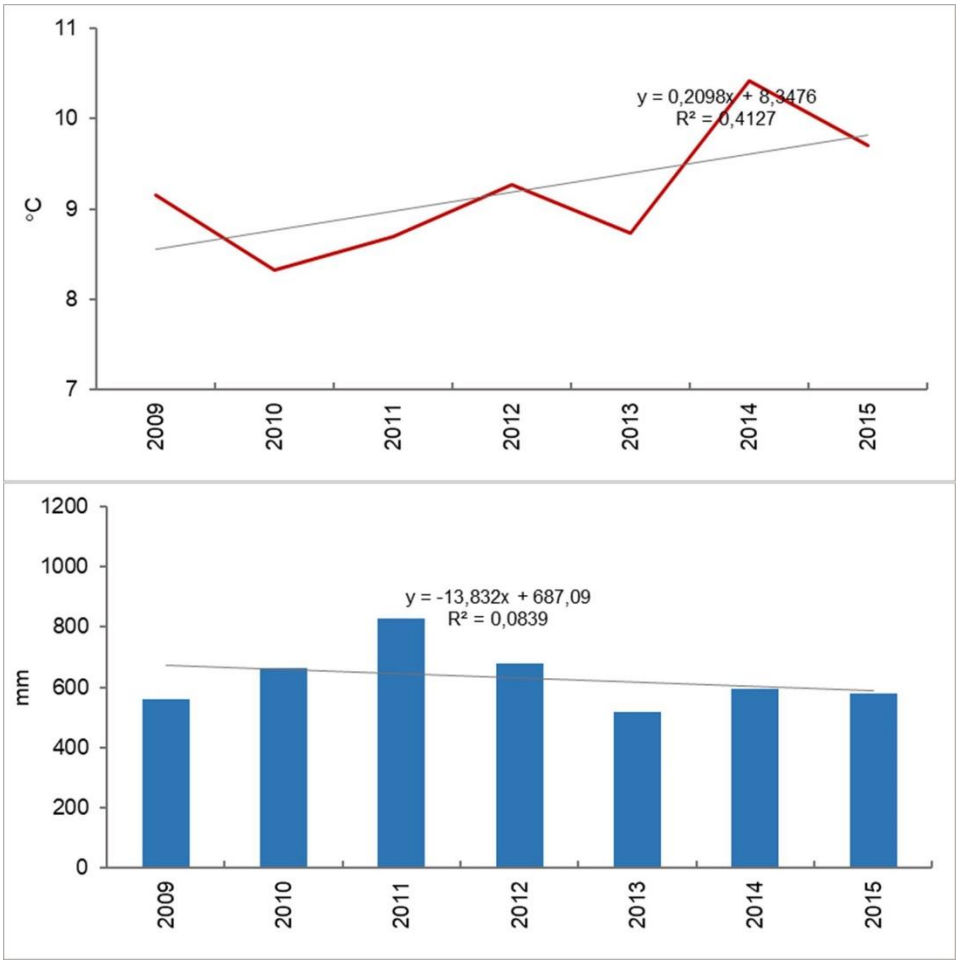


Tab. 3.1.5. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP Wolin w okresie 2009-2015 (na podstawie wartości normowych ze stacji meteorologicznej Świnoujście z okresu 1966-2013)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2009	46,4	18,6	11,6	37,2	45,2	4,9	43,3	62,7	95,9	86,6	20,8	85,5	558,7
2010	68,2	31,8	49,4	31,5	36,6	8,5	57,2	31,4	45,4	210,7	51,2	42,5	664,4
2011	109,8	58,0	28,6	20,4	15,6	35,9	77,3	87,1	227,8	64,8	61,6	40,5	827,4
2012	4,8	76,8	52,7	35,2	10,8	41,6	19,7	88,7	167,5	68,7	53,4	59,8	679,7
2013	46,6	55,3	57,0	39,7	33,8	28,8	46,0	78,7	42,3	16,0	31,4	43,6	519,2
2014	51,9	35,0	53,8	25,7	23,0	33,4	63,0	60,8	27,8	113,7	20,9	83,9	592,9
2015	17,2	80,0	76,3	14,7	41,7	24,4	78,0	55,7	54,5	32,8	60,6	44,1	580,0
średnia	15,7	16,2	15,0	9,3	9,4	8,1	17,5	21,1	30,1	27,0	13,6	18,2	201,0



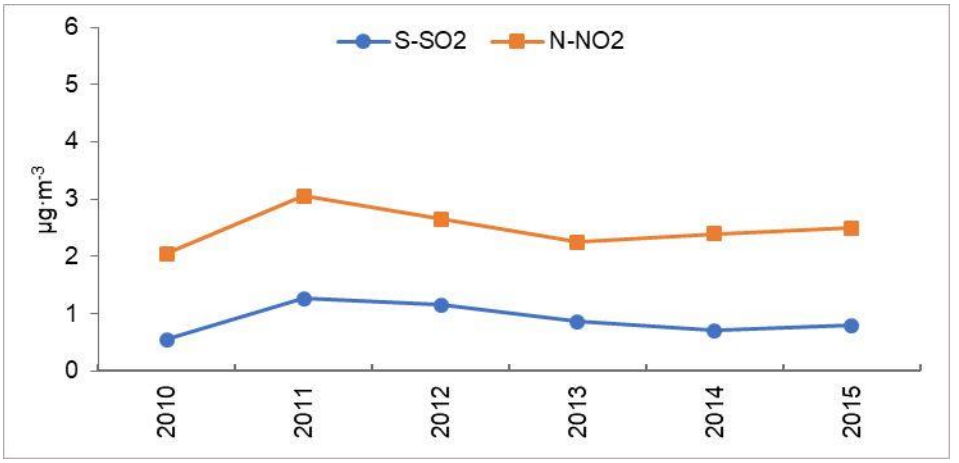
Dla okresu 2009-2015 zaznacza się wzrost średniej rocznej temperatury powietrza (*Ryc. 3.1.6*), jednak ze względu na krótką serię pomiarową powyższy trend nie jest istotny statystycznie. Powyższa prawidłowość odzwierciedla jednakże wzrost średniej temperatury rocznej w strefie wybrzeża Bałtyku (Filipiak 2007, Miętus 1999, Tylkowski 2013b) i w całym kraju (Kożuchowski 2004). Bardzo zmienna w czasie i przestrzeni wartość roczna opadu atmosferycznego nie ukazuje żadnej tendencji kierunkowej oraz sprawia, że sąsiednie lata mogą bardzo różnić się w zakresie ilości dostarczonej wody np. lata 2010 i 2011 oraz 2012 i 2013.



Ryc. 3.1.6. Średnia roczna temperatura powietrza (℃) i roczna suma opadów atmosferycznych [mm] w okresie 2009-2015

Na jakość powietrza w półroczu chłodnym wpływają zwłaszcza zanieczyszczenia pochodzące ze spalania paliw kopalnych SO_2, głównie

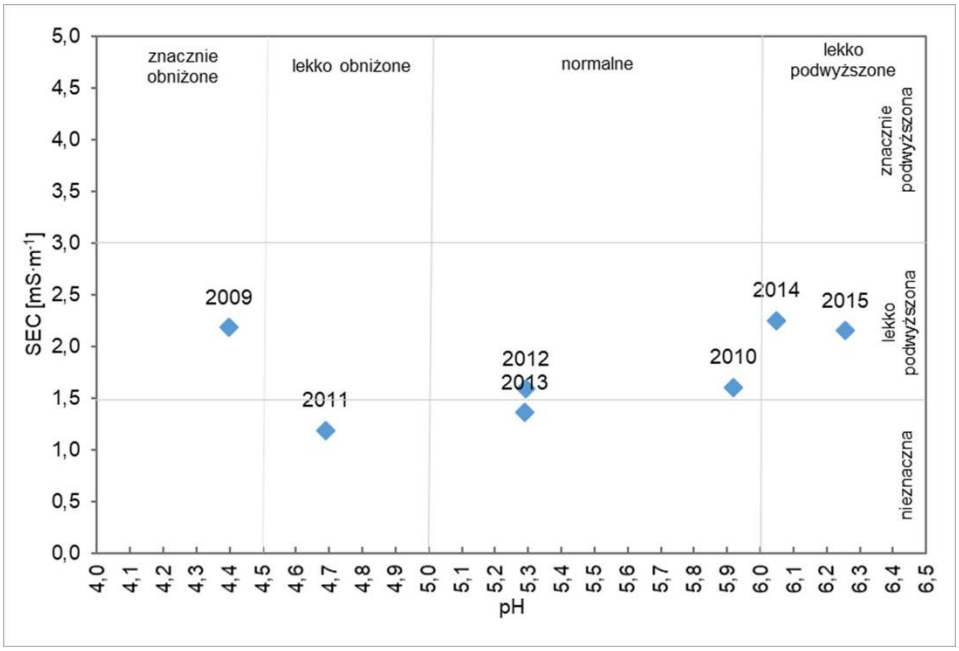
w Międzyzdrojach, Wisełce i Warnowie. W okresie 2010-2015 w Stacji Wolin stwierdzono większy udział NO_2 w zakwaszaniu opadów niż SO_2. Taka sytuacja ukazuje prawidłowość większej presji w zakwaszaniu opadów czynnika związanego z zanieczyszczeniami komunikacyjnymi (azotany) niż z zanieczyszczeniami pochodzącymi ze spalania paliw kopalnych (siarczany). Rejestrowane w Stacji Bazowej Wolin zanieczyszczenia powietrza związkami SO_2 i NO_2 są znikome, znacznie poniżej wartości normatywnych. Dlatego zanieczyszczenie powietrza nie odgrywa znaczącej, negatywnej roli w funkcjonowaniu świata przyrody ożywionej. Oprócz niskiej antropopresji na dobry stan powietrza atmosferycznego wpływa nadmorska lokalizacja badanego obszaru i związany z tym korzystny układ warunków anemometrycznych. Dominujący kierunek wiatru na wybrzeżu Bałtyku z sektora W-N i związany z tym napływ do zlewni powietrza znad morza oraz brak istotnych źródeł emisji zanieczyszczeń wpływa na bardzo małą zmienność roczną zanieczyszczenia powietrza. Nie stwierdzono występowania żadnej tendencji kierunkowej zmiany rocznego stężenia $S\text{-}SO_2$ i $N\text{-}NO_2$ (*Ryc. 3.1.7*).



Ryc. 3.1.7. Średnie roczne stężenie $S\text{-}SO_2$ i $N\text{-}NO_2$ w powietrzu atmosferycznym w okresie 2010-2015

Wody krążące w geoekosystemie ulegają przemianom fizykochemicznym, których dynamika w dużym stopniu zależna jest od właściwości fizykochemicznych wód opadowych. Opady atmosferyczne są istotnym czynnikiem zakwaszającym i czynnikiem dopływu składników rozpuszczonych z atmosfery. Obszar badań podlega niewielkiej antropopresji, czego przejawem jest małe zanieczyszczenie powietrza i w konsekwencji niskie zakwaszenie i mineralizacja opadów atmosferycznych. Średnia przewodność elektrolityczna właściwa (SEC) opadów atmosferycznych wyniosła 1,73 $mS \cdot m^{-1}$. W okresie pomiarów przewodność mieściła się w zakresie od „nieznacznej" do „lekko

podwyższonej" (wg klasyfikacji Jansena, Blocka, Knaacka 1988). Średnia ważona wartość odczynu wyniosła pH 5,39. W badanym okresie zaznaczyła się tendencja poprawy odczynu wód opadowych, od znacznie obniżonego w 2009 roku do lekko podwyższonego w 2015 roku (wg klasyfikacji Jansen, Block, Knaack 1988), (*Ryc. 3.1.8*).

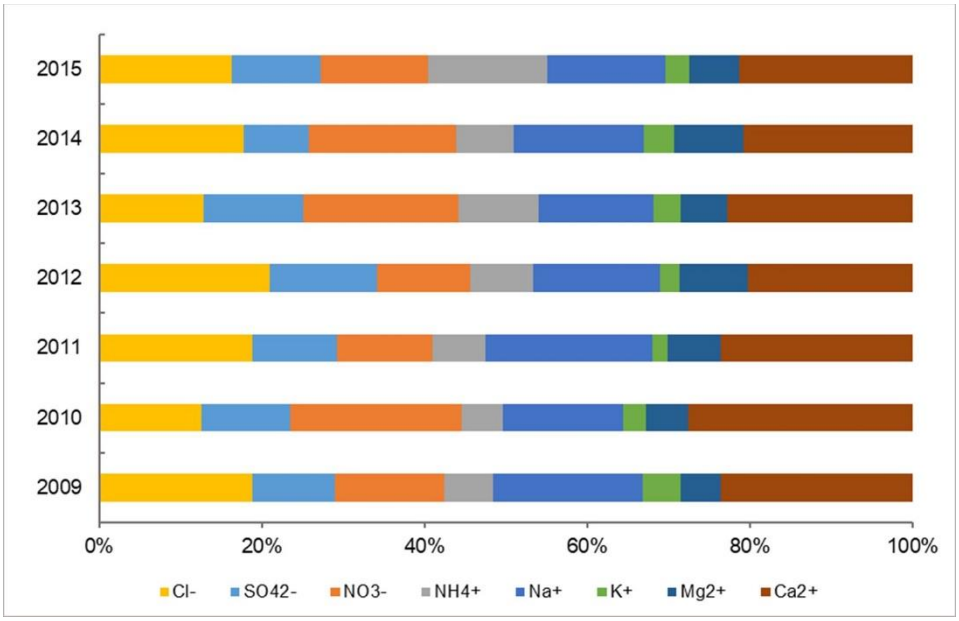


Ryc. 3.1.8. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych w okresie 2009-2015

Wody opadowe badanej zlewni zgodnie można zaliczyć do wieloskładnikowych. Średnie wartości stężeń składników (w $eq \cdot dm^{-3}$) wskazują na typ azotanowo-chlorkowo-sodowo-wapniowy. W ciągu siedmiu lat obserwacji stwierdzić można nieznaczne wahania udziału procentowego jonów SO_4^{2-} NO_3^-, K^+ i Mg^{2+} w opadzie (*Ryc. 3.1.9*). Obserwować można również niewielki wzrost udziału jonu NH_4^+. Natomiast udział procentowy jonów Ca^{2+} w badanym okresie zmniejsza się wraz z upływem lat. Duży udział procentowy w opadzie mokrym jonów Cl^-, Na^+ jest efektem położenia zlewni w bezpośrednim sąsiedztwie strefy brzegowej Bałtyku i napływem aerozoli morskich.

Od 2011 roku zaobserwowano nieznaczny wzrost przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie. Wartości przewodności mieściły się w zakresie od 1,2 $mS \cdot m^{-1}$ w 2011 roku do 2,3 $mS \cdot m^{-1}$ w 2014 roku. Korzystną sytuacją jest wyraźny wzrost odczynu opadów atmosferycznych, od wartości średniej rocznej pH 4,4 w 2009 roku do pH 6,3 w 2015 roku (*Ryc. 3.1.10*). Wzrost odczynu pH w opadach atmosferycznych może świadczyć o dobrej jakości

opadów atmosferycznych, w efekcie m. in. zmniejszenia zanieczyszczenia powietrza związkami siarki, które uważane są za główny czynnik kwasotwórczy.

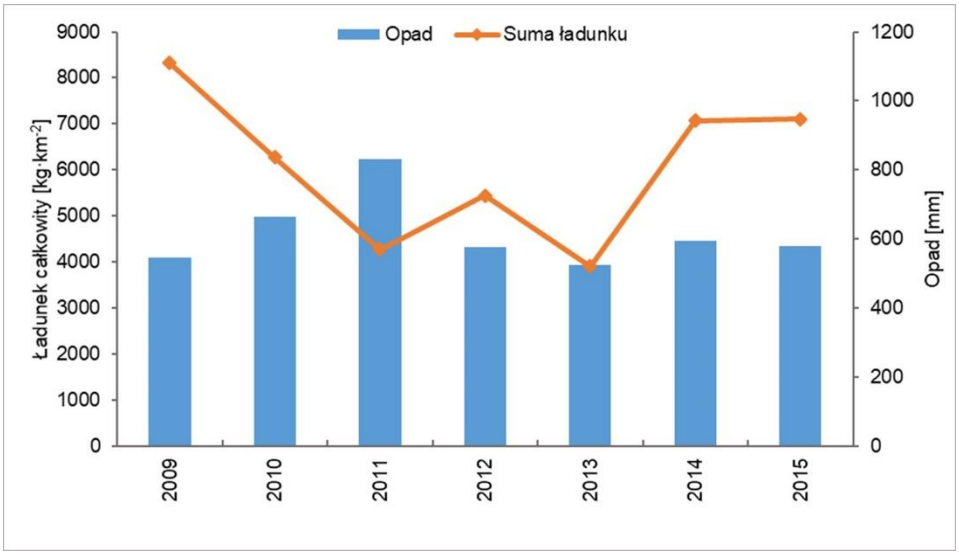


Ryc. 3.1.9. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w okresie 2009-2015



Ryc. 3.1.10. Średnie roczne wartości odczynu (pH) i przewodności elektrolitycznej właściwej (SEC) w latach 2009-2015

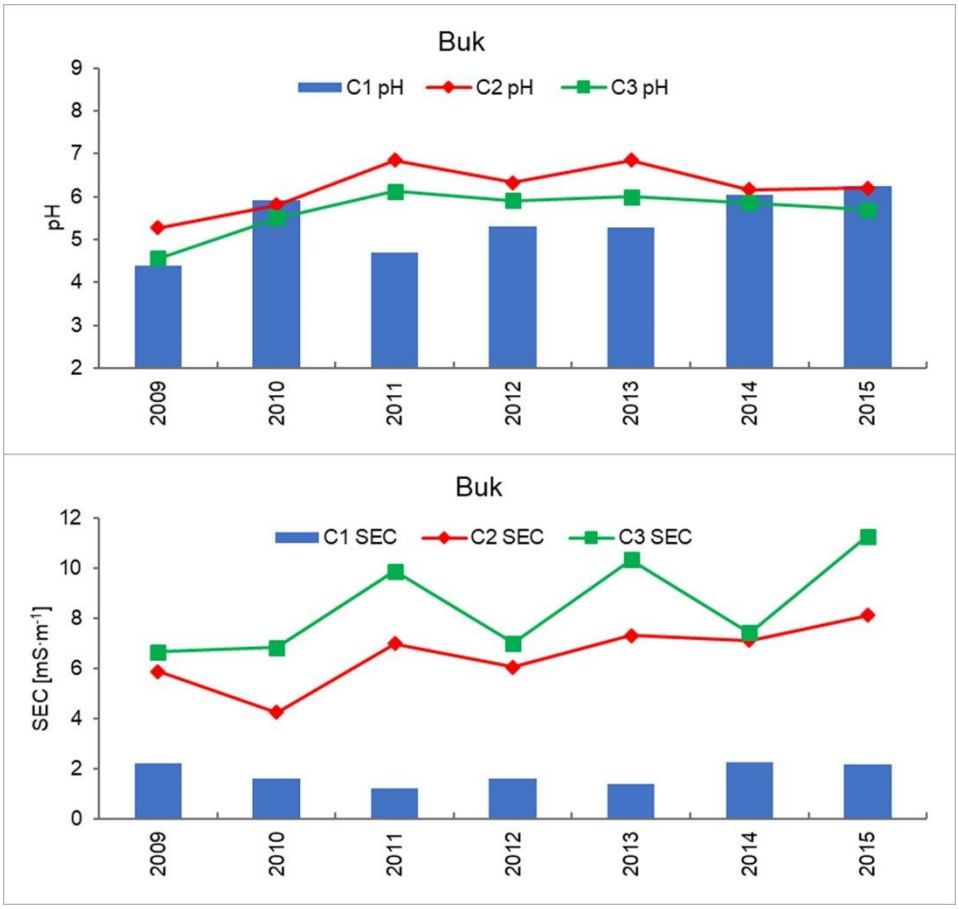
Na ładunek substancji rozpuszczonych dostarczonych do podłoża wraz z opadem atmosferycznym wpływa ilość dostarczonej wody oraz stężenie jonów w opadzie atmosferycznym. Na badanym obszarze średnia ważona roczna suma ładunku materii rozpuszczonej wyniosła 5966,8 kg·km^{-2}, przy czym ładunek ten zmieniał się od 3908 kg·km^{-2} w 2013 roku (wysokość opadu 526,0 mm) do 8321 kg·km^{-2} w roku 2009 (wysokość opadu 546,2 mm), (*Ryc. 3.1.11*). Nie stwierdzono istotnej korelacji pomiędzy wysokością opadu a ładunkiem składników dostarczonych wraz z opadem atmosferycznym.



Ryc. 3.1.11. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 2009-2015

W ekosystemie leśnym opad atmosferyczny po przejściu przez korony drzew istotnie zmienia swoje właściwości fizykochemiczne, co uwidaczniają m.in. zmiany przewodności elektrolitycznej oraz odczynu wody (*Ryc. 3.1.12*). W przypadku drzewostanu bukowego średnia ważona wartość przewodności dla opadu podkoronowego wynosiła 6,43 mS·m^{-1}, natomiast dla spływu po pniach 8,42 mS·m^{-1}. Widoczny jest zatem wzrost mineralizacji po przejściu przez strefę drzewostanu w porównaniu do opadu na terenie otwartym (1,73 mS·m^{-1}). Obserwowany jest także wzrost odczynu wody, zarówno w przypadku spływu po pniach (średnie pH 5,70) jak i opadu podkoronowego (średnie pH 6,19). Tendencja wzrostu odczynu i spadku kwasowości wody w opadzie na terenie otwartym ma także odzwierciedlenie również w wodzie występującej w opadzie podkoronowym oraz spływie po pniach (*Ryc. 3.1.12*). W przypadku opadu podkoronowego średnie pH w 2009 roku wynosiło 5,27, natomiast w roku 2015 wzrosło do 6,20. W spływie po pniach w 2009 roku odczyn wynosił pH 4,56 a w roku 2015 pH 5,69. Przewodność elektrolityczna właściwa w ostatnich latach

również była nieznacznie wyższa w porównaniu z początkowymi latami badań. W przypadku opadu podkoronowego wartość przewodności wynosiła od 4,23 mS·m^{-1} w 2010 roku do 8,12 mS·m^{-1} w 2015 roku. Natomiast dla spływu po pniach mineralizacja wynosiła od 6,65 mS·m^{-1} w 2009 roku do 11,28 mS·m^{-1} w 2015 roku.



Ryc. 3.1.12. Wartości średnie roczne ważone dla odczynu (pH) i przewodności elektrolitycznej właściwej (SEC) w opadzie na otwartej przestrzeni C1, opadzie podkoronowym C2 i spływie po pniach C3

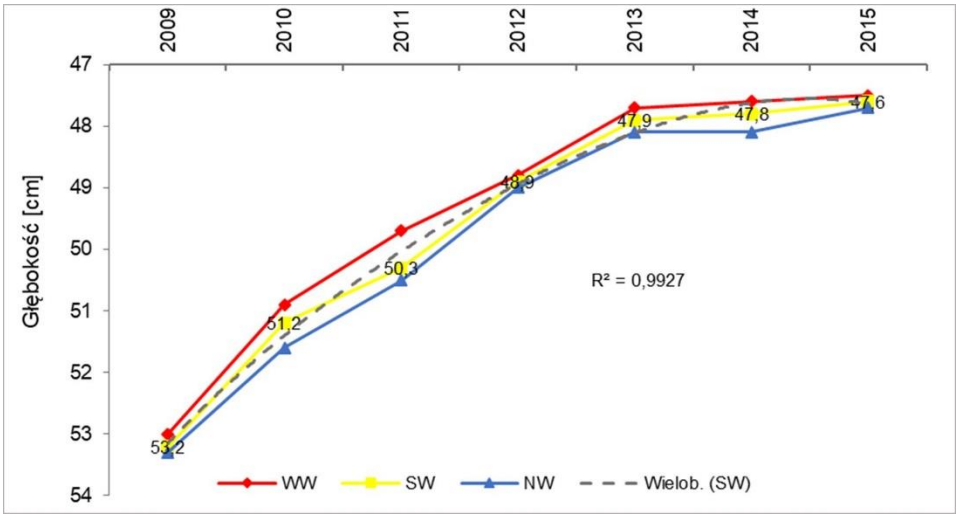
Analiza zmian poziomu pierwszej warstwy wodonośnej, mającej kontakt hydrauliczny z misą jeziora Gardno, wykazała dużą stabilność i bardzo niewielkie wahania roczne (*Ryc. 3.1.13*). Średnia głębokość swobodnego zwierciadła wody podziemnej w badanym okresie (2009-2015) podlegała małym zmianom (<6 cm) i wahała się od 53,2 cm w 2009 roku do 47,6 cm w 2015 roku. Graniczne stany wody (WW i NW) w poszczególnych latach były bardzo zbliżone do wartości średniej (SW), a ich wartości nie były większe niż 1 cm, co świadczy o stabilności

zasilania wód podziemnych i ich małej reakcji na uwarunkowania hydrometeorologiczne (*Tab. 3.1.6*). Nawet długotrwałe opady czy susze nie powodowały istotnych wahań poziomu wód podziemnych. Przyczyną takiego stabilnego, dobrego stanu ilościowego wód podziemnych jest specyfika leśnego pokrycia terenu rozległej strefy alimentacji, którą stanowi Wolińska Morena Czołowa. O dobrym stanie zasobów wód podziemnych świadczyć może zauważalna tendencja wzrostu średniego poziomu wody +1 cm·rok^{-1}.

Tab. 3.1.6. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych (w cm p.p.t.) w poszczególnych punktach pomiarowych w Stacji Bazowej Wolin w okresie 2009-2015

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru
	A_{p8}
Hd	51
Hg	50

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów



Ryc. 3.1.13. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w okresie 2009-2015

W nawiązaniu do litologii utworów powierzchniowych i wyznaczonego współczynnika odsączalności (μ=0,15) określono zmiany retencji wód podziemnych w poszczególnych miesiącach i latach hydrologicznych (*Tab. 3.1.7*, *Tab. 3.1.8*). Do deficytu zasobów wód podziemnych dochodziło głównie w chłodnym półroczu, zwłaszcza od listopada do lutego. Retencja wód podziemnych występowała głównie w sezonie wiosenno-letnim, od maja do lipca. W pozostałych miesiącach (marzec-kwiecień oraz sierpień-październik) wartości wskaźnika retencji były najbardziej zmienne w poszczególnych latach,

aczkolwiek dominowały przypadki braku zmian retencji (*Tab. 3.1.7*). Wartości roczne zmian retencji wykazały deficyt wody w latach 2010-2011. W pozostałych latach stwierdzono wzrost retencji wód podziemnych (*Tab. 3.1.8*).

Tab. 3.1.7. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,15 w Stacji Bazowej Wolin w okresie 2009-2015

Rok	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2009	-	-0,06	0,02	-0,02	-0,03	0,00	-0,03	0,00	0,03	0,00	-0,02	0,02
2010	-0,29	-0,01	---	---	---	---	0,03	0,02	0,06	0,00	-0,06	0,00
2011	0,03	-0,10	-0,06	-0,06	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	-0,08	-0,05	0,00
2012	0,00	-0,03	-0,05	-0,01	-0,03	0,01	0,01	0,05	-0,06	-0,01	0,01	-0,03
2013	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,01	-0,02	0,03	0,00	---	---	---	---
2014	-0,04	-0,03	-0,02	-0,02	0,03	0,00	0,03	0,02	0,03	0,02	0,00	-0,03
2015	-0,03	0,00	-0,06	0,00	0,02	0,00	0,02	---	---	---	---	0,00

μ - współczynnik odsączalności

	$R_M \leq -0,02$	*spadek retencji*
$-0,01 \leq$	$R_M \leq 0,01$	*retencja bez zmian*
	$R_M \geq 0,02$	*wzrost retencji*
	---	awaria sprzętu

Tab. 3.1.8. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,15 w Stacji Bazowej Wolin w okresie 2009-2015

Punkt pomiarowy	R_r						
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Ap8	-0,01	-0,03	-0,03	-0,01	-0,01	0,00	0,00

μ - współczynnik odsączalności

	$R_M \leq -0,02$	*spadek retencji*
$-0,01 \leq$	$R_M \leq 0,01$	*retencja bez zmian*
	$R_M \geq 0,02$	*wzrost retencji*

W okresie 2009-2015 zaobserwowano pogorszenie się stanu chemicznego wód podziemnych zlewni. Stwierdzono wzrost stężenia jonów biogennych (jony amonowe, azotany i fosforany), którego przyczyną są prawdopodobnie zanieczyszczenia antropogeniczne (*Tab. 3.1.9*). Podwyższone stężenia jonów biogennych w wodach podziemnych nie znalazły odzwierciedlenia w wysokiej ich koncentracji w wodach powierzchniowych. Stężenia pozostałych jonów zawierały się w I i II klasie czystości wód podziemnych - wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz. U. z 2015 r. poz. 85). Wzrost stężenia jonów biogennych w ostatnich latach klasyfikuje stan chemiczny badanej warstwy wód podziemnych jako słaby.

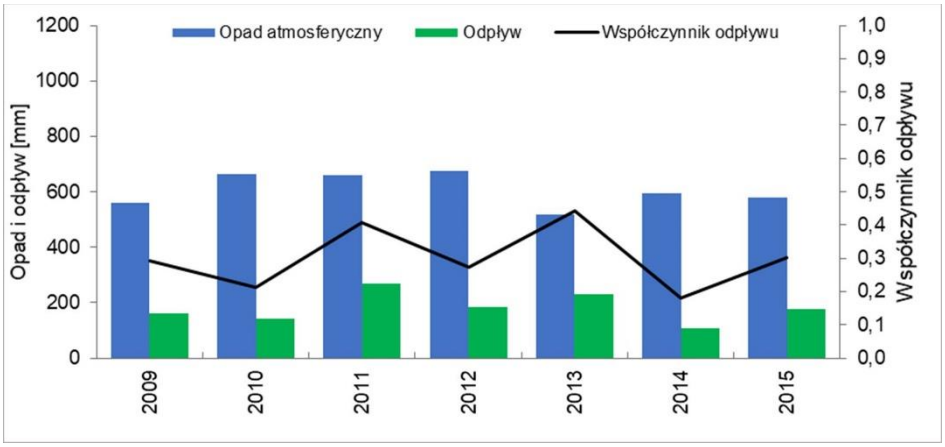
Tab. 3.1.9. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Wolin w okresie 2009-2015

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$										
2009	006	-	29,5	66,6	16,4	7,1	3,9	-	216,6	34,4	1,7	13,8	0,4	dobry
klasa		-	I	II	I	I	I	-	II	I	I	II	I	
2010		6,69	34,6	71,2	14,9	6,9	1,5	-	214,8	34,5	1,2	2,6	0,1	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	-	II	I	I	I	I	
2011		7,23	37,9	55,3	20,1	6,8	1,9	0,2	258,8	33,9	1,2	2,7	0,1	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	I	I	
2012		6,89	59,2	77,2	19,3	10,2	1,9	1,5	233,6	63,8	9,4	10,0	0,2	słaby
klasa		I	I	II	I	I	I	IV	II	I	I	II	I	
2013		7,21	54,2	83,2	21,5	10,3	1,8	1,8	230,8	74,0	17,3	3,2	0,2	słaby
klasa		I	I	II	I	I	I	IV	II	I	I	I	I	
2014		7,82	41,5	73,7	17,0	8,1	2,2	0,8	214,2	51,5	5,9	5,6	0,2	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	III	II	I	I	I	I	
2015		7,07	58,6	69,3	16,4	8,1	4,4	3,12	164,9	43,5	2,2	59,5	4,0	słaby
klasa		I	I	II	I	I	I	IV	I	I	I	IV	V	

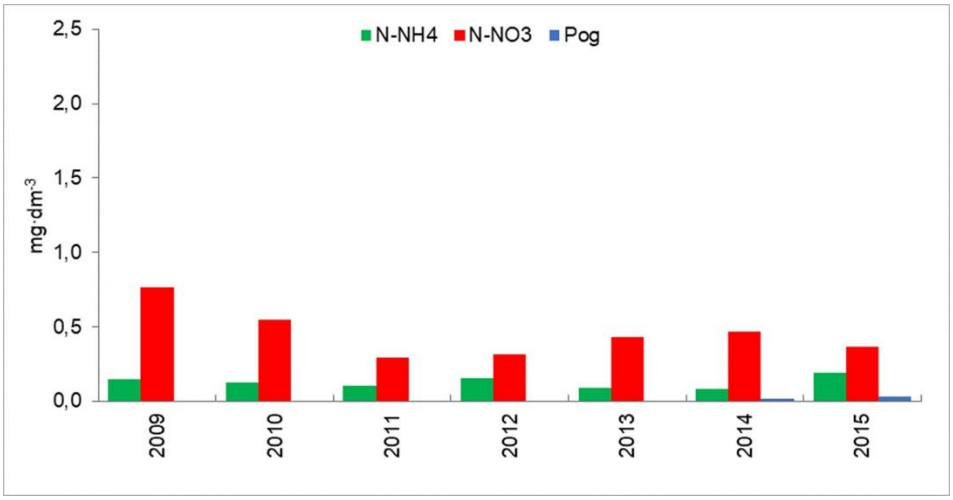
Zmienność rocznej sumy opadów atmosferycznych i odpływu rzecznego na tle średniego współczynnika odpływu w okresie 2009–2015 wskazuje na dużą stabilność warunków hydrologicznych. Badane lata hydrologiczne ukazują dużą bezwładność hydrologiczną systemu rzeczno-jeziornego Lewińskiej Strugi, gdyż wartości współczynnika odpływu są dość niskie (<45%). Mała zmienność roczna powyższych wskaźników potwierdza dużą stabilność dynamiki obiegu wody w nadmorskich geoekosystemach, czego głównym przejawem jest roczna suma opadów atmosferycznych od 519,3 mm w 2013 roku do 827,4 mm w 2011 roku i odpływ rzeczny od 106,5 mm w 2014 roku do 268,8 mm w 2011 roku Duża bezwładność hydrologiczna systemu rzeczno-jeziornego wpływu na bardzo ograniczone występowanie intensywnych wezbrań i niżówek. Generalnie sytuacja hydrometeorologiczna w badanym okresie była korzystna pod względem ilości wody krążącej w badanym geoekosystemie (*Ryc. 3.1.14*).

Rozkład stężeń biogenów w wodach rzecznych ukazuje nieznaczny spadek stężenia azotu azotanowego oraz brak tendencji kierunkowej stężenia azotu amonowego (*Ryc. 3.1.15*). Stężenie azotu azotanowego w wodach powierzchniowych Lewińskiej Strugi zmniejszyło się od 0,76 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2009 roku do 0,37 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2015 roku. Natomiast stężenia azotu amonowego wahało się od 0,08 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2014 roku do 0,19 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2015 roku. Wszystkie otrzymane wartości stężeń biogenów są niskie, mieszczące się w I klasie

czystości wód powierzchniowych - wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz. U. z 2015 r. poz. 85).



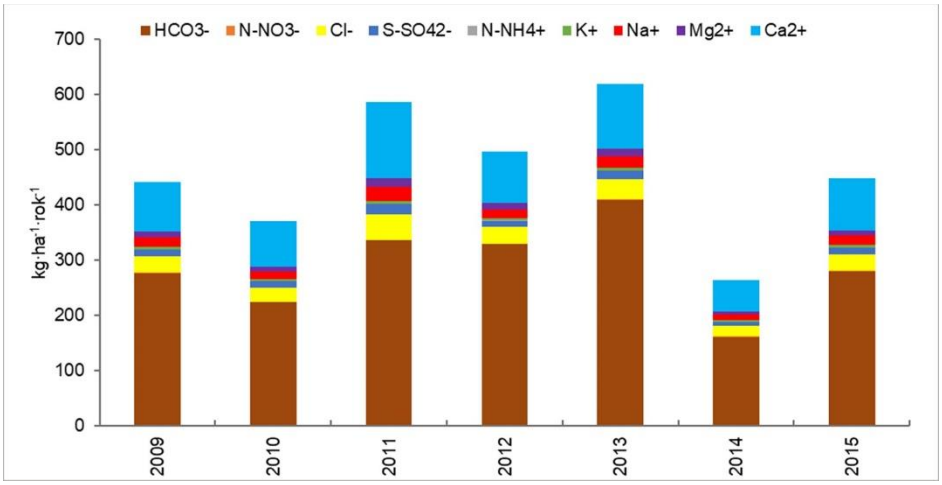
Ryc. 3.1.14. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 2009-2015 (lata hydrologiczne) w zlewni górnej Lewińskiej Strugi



Ryc. 3.1.15. Rozkład stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NH_4$, $P_{og.}$) w Stacji Bazowej Wolin w okresie 2009-2015

Ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzanych przez system rzeczno-jeziorny Lewińskiej Strugi jest zmienny w czasie i zależny od sytuacji hydrometeorologicznej. Największy ładunek wszystkich jonów został odprowadzony w 2013 roku (618,79 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$) a najmniejszy w 2014 roku (263,39 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$). W zlewni Lewińskiej Strugi średnio 62% całkowitego ładunku odprowadzonego wraz z ciekiem stanowią jony HCO_3^- a prawie 21% to

jony Ca^{2+}. Pozostałe jony stanowią średnio 17% (77 kg·ha^{-1}·rok^{-1}) w tym jony biogenne średnio 1 kg·ha^{-1}·rok^{-1} (0,2%) (*Ryc. 3.1.16*).



Ryc. 3.1.16. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni górnej Lewińskiej Strugi dla lat 2009-2015

O znacznej bezwładności hydrologicznej systemu rzeczno-jeziornego Lewińskiej Strugi świadczy mały zakres zmian przepływu <0,25 m^3·s^{-1} (*Tab. 3.1.10*, *Tab. 3.1.11*). Stosunkowo mała zmienność przepływu w badanym cieku jest spowodowana dużą zdolnością wyrównywania zmian poziomu wody przez jeziora przepływowe. Średni przepływ wody w cieku był niski i wynosił 52 dm^3·s^{-1}. Zakres zmienności przepływu wynosił od 5 do 227 dm^3·s^{-1}.

Tab. 3.1.10. Przepływy charakterystyczne I stopnia w m^3·s^{-1} w profilu wodowskazowym Domysłów w latach 2009-2015

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 2009-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
2009	0,005	0,059	0,168	0,164
2010	0,005	0,052	0,088	0,083
2011	0,005	0,098	0,194	0,189
2012	0,006	0,067	0,165	0,159
2013	0,020	0,084	0,210	0,190
2014	0,017	0,039	0,098	0,081
2015	0,028	0,064	0,135	0,107

NQ - przepływ minimalny, SQ - przepływ średni, WQ - przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.1.11. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Domysłów w latach 2009-2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (2009–2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,005	SNQ	0,034	WNQ	0,101
NSQ	0,011	SSQ	0,052	WSQ	0,140
NWQ	0,029	SWQ	0,082	WWQ	0,227

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

W badanym geoekosystemie średnia miesięczna dostawa wody wraz z opadem atmosferycznym wyniosła 46,8 mm a wysokość warstwy odpływu rzecznego ze zlewni 13,3 mm. Pozostałą ilość wody stanowi ewapotranspiracja, odpływ podziemny i retencja. Prawie dwukrotnie większa atmosferyczna dostawa wody występowała w półroczu letnim. Natomiast prawie trzykrotnie większy odpływ fluwialny notowano w półroczu zimowym. Znacznie niższy odpływ wód w półroczu letnim pomimo wyższej sumy opadów atmosferycznych spowodowany był wysokimi stratami wody na ewapotranspirację. Szczególnie wysoki współczynnik odpływu występował w okresie luty-kwiecień (~0,7), a bardzo niski w miesiącach czerwiec-sierpień (~0,1). Średni odpływ jednostkowy w badanej zlewni był niski i wynosił zaledwie 4,4 $dm^3 \cdot s^{-1}$ (*Tab. 3.1.12*). Niska wartość odpływu jednostkowego jest efektem dużej, rozległej strefy alimentacji i długiej migracji wody do strefy drenażu. Na dogodne warunki retencji wody wpływa także prawie zupełne zalesienie zlewni i duże zdolności buforowe systemu rzeczno-jeziornego.

Charakterystyka składu chemicznego wód powierzchniowych Lewińskiej Strugi (*Tab. 3.1.13*) nie wykazuje znacznego zróżnicowania w poszczególnych latach. Najwyższe stężenia odnotowano w przypadku jonów HCO_3^-, najniższe w przypadku jonów NH_4^{2+}. Największą zmiennością roczną charakteryzowały się jony NO_3^-, których średnie stężenia wahały się od 1,29 $mg \cdot dm^{-3}$ do 3,37 $mg \cdot dm^{-3}$. Stwierdzono w badanych wodach rzecznych niewielką tendencję do spadku stężenia jonów Na^+, Ca^{2+} oraz SO_4^{2-}. Pozostałe składniki utrzymywały się na raczej stabilnym poziomie, a stężenia jonów nie odbiegały znacząco od średnich wieloletnich. Wszystkie charakterystyki fizyczno-chemiczne mieściły się w I klasie czystości wód powierzchniowych - wg Rozporządzenia Ministra Środowiska (Dz. U. z 2016 r. poz. 1187). Dobry stan ekologiczny wód Lewińskiej Strugi potwierdzają testy toksyczności ostrej, w których nie zaobserwowano efektu toksycznego (Czyryca, Samołyk 2017).

Ładunek jonów odprowadzanych wraz z odpływem rzecznym wykazał niewielką tendencję spadkową w przypadku niemal wszystkich jonów (*Tab. 3.1.14*). Najwięcej ładunku jonów HCO_3^- odpłynęło ze zlewni w latach 2011-2013 a najmniej w roku 2014. Podobna tendencja występowała w przypadku jonów Cl^-, K^+, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+} oraz SO_4^{2-}. Wyjątkiem od tej

prawidłowości był wzrost ładunku azotu amonowego, do 0,34 kg·ha^{-1} w 2015 roku. Wody Lewińskiej Strugi posiadały średnią wartość odczynu pH 7,37 (przy zakresie wartościach pH od 6,40 do 8,09). Są to wody o odczynie obojętnym oraz przeciętnej mineralizacji (268,0 mg·dm^{-3}).

Tab. 3.1.12. Średnie w wieloleciu 2009-2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [dm^{-3}·s^{-1}·km^{-2}] w roku hydrologicznym w zlewni górnej Lewińskiej Strugi

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[dm^3·s^{-1}·km^{-2}]
XI	49,2	15,8	0,32	5,3
XII	43,1	23,1	0,54	7,6
I	43,3	19,8	0,46	6,7
II	25,6	18,7	0,73	6,2
III	28,5	19,3	0,68	6,2
IV	21,2	15,7	0,74	5,2
V	53,4	8,3	0,16	2,7
VI	55,1	7,2	0,13	2,4
VII	73,9	5,7	0,08	1,8
VIII	80,8	5,9	0,07	1,9
IX	37,7	9,3	0,25	3,1
X	49,9	10,9	0,22	3,6
Półrocze zimowe	210,9	112,4	0,58	6,2
Półrocze letnie	350,8	47,3	0,15	2,6
Rok hydrologiczny	561,7	159,7	0,36	4,4

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Wypracowane prawidłowości dotyczące funkcjonowania geoekosystemu jeziora Gardno można odnosić do podobnych struktur krajobrazowych nadmorskiej strefy Bałtyku Południowego. Charakter termiczno-opadowy okresu badań wyróżnia średnia roczna temperatura powietrza najcieplejszego roku (2014), która wynosiła 10,4°C, natomiast najchłodniejszego roku (2010) 8,4°C. Średnio rocznie wraz z opadami atmosferycznymi do zlewni dostarczane było 661,8 mm wody (od 519,2 w 2013 roku do 827,4 mm 2011 roku). W dostawie wody do badanej zlewni znaczący udział posiadają mgły. Średnio rocznie wraz z mgłą dostarczanych było do geoekosystemu jeziora Gardno 84,5 mm wody.

Tab. 3.1.13. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni górnej Lewińskiej Strugi w okresie 2009-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]												-	[µg·dm^{-3}]		[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]		[°C]
2009	169,09	7,41	22,19	0,76	3,37	0,15	0,19	18,11	10,41	3,02	6,24	55,47	6,40	-	-	28,91	-	-	-
2010	158,16	7,79	23,34	0,55	2,42	0,13	0,16	18,69	10,00	2,73	6,09	57,61	6,80	-	-	28,47	-	-	9,03
2011	124,77	6,73	20,16	0,29	1,29	0,11	0,14	17,13	9,02	2,33	6,22	50,99	7,22	-	-	30,30	3,04	1,49	7,99
2012	179,32	6,28	18,81	0,32	1,40	0,16	0,20	16,65	8,84	2,26	5,88	51,44	7,54	-	-	29,16	4,40	1,91	11,24
2013	176,94	6,29	18,83	0,43	1,90	0,09	0,12	16,27	8,86	2,21	5,83	51,33	7,88	-	-	32,47	5,72	1,72	8,60
2014	151,16	7,01	20,99	0,47	2,06	0,08	0,11	18,44	9,71	2,32	5,56	53,07	8,09	15,43	-	32,04	5,33	2,02	-
2015	158,54	6,65	19,93	0,37	1,62	0,19	0,25	17,12	9,60	2,37	5,72	52,87	7,70	37,43	142,89	30,03	6,74	5,05	10,42
2009-2015	158,41	6,80	20,38	0,43	1,92	0,13	0,16	17,31	9,39	2,43	5,97	52,86	7,37	29,16	142,89	30,26	5,04	2,44	9,56

Tab. 3.1.14. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni górnej Lewińskiej Strugi w okresie 2009-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	P_{og}	Al	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]														[mm]
2009	275,71	12,08	36,18	1,24	5,50	0,24	0,31	29,53	16,98	4,93	10,18	90,44	-	-	162,6
2010	223,35	11,00	32,96	0,77	3,41	0,18	0,23	26,40	14,13	3,85	8,59	81,35	-	-	140,8
2011	335,71	18,10	54,23	0,78	3,46	0,28	0,37	46,11	24,28	6,26	16,75	137,19	-	-	268,8
2012	328,46	11,50	34,46	0,58	2,56	0,28	0,37	30,50	16,19	4,14	10,76	94,23	-	-	183,7
2013	408,16	14,50	43,44	0,99	4,39	0,21	0,27	37,52	20,45	5,10	13,46	118,40	-	-	229,8
2014	160,67	7,45	22,31	0,49	2,19	0,09	0,11	19,60	10,32	2,46	5,91	56,41	0,02	-	106,5
2015	279,75	11,74	35,17	0,65	2,86	0,34	0,44	30,21	16,94	4,18	10,10	93,28	0,07	0,25	175,9
2009 -2015	287,40	12,34	36,96	0,79	3,48	0,23	0,30	31,41	17,04	4,42	10,82	95,90	0,04	0,25	181,1

Adwekcyjne mgły nasuwające się znad morza dostarczają znaczny ładunek substancji rozpuszczonej, zwłaszcza aerozoli morskich w postaci jonów chlorkowych i sodowych, których udział w mineralizacji osadów mgielnych wynosił 45%. Średnio rocznie wraz z mgłą dostarczanych było 11,54 $g \cdot m^{-2}$ jonów Cl^- i 4,98 $g \cdot m^{-2}$ jonów Na^+. Pozostałą część stanowiły jony biogeniczne 37% (13,58 $g \cdot m^{-2}$) i denudacyjne 18% (6,61 $g \cdot m^{-2}$). Wśród jonów biogenicznych największa dostawa dotyczyła jonów NO_3^- 11,94 $g \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$, a spośród jonów denudacyjnych jony SO_4^{2-} 3,47 $g \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$ (Kostrzewski i in. 2016). Okres badań charakteryzował się warunkami termiczno-opadowymi powyżej wartości przeciętnej dla strefy brzegowej Bałtyku (Tylkowski 2013a).

Cechą charakterystyczną badanego geoekosystemu jest duże zróżnicowanie typu hydrochemicznego krążących wód. Dominują wody co najmniej pięcioskładnikowe obejmujące atmosferyczny etap obiegu wody (opad na terenie otwartym, opad podkoronowy, spływ po pniach drzew). Wody związane z podziemnym obiegiem są głównie dwu- i trzyskładnikowe (spływ śródpokrywowy, wody podziemne, wody jeziorne). Najniższą mineralizacją odznaczają się opady atmosferyczne. Podczas przejścia wód opadowych przez strefę lasu bukowego następuje ponad trzykrotny wzrost mineralizacji. Wody śródpokrywowe mają 5 razy, a wody gruntowe nawet 25 razy wyższą mineralizację od wód opadowych. Mineralizacja wody Jeziora Gardno jest dwudziestokrotnie wyższa od wód opadowych. W zbiorniku jeziornym dochodzi to efektu rozcieńczania drenowanych wód podziemnych przez słabo zmineralizowane opady atmosferyczne (Kostrzewski i in. 2015a).

Specyfiką zlewni jeziora Gardno jest jej prawie pełne zalesienie i w konsekwencji znaczny ładunek biogenów docierających do powierzchni ziemi. Największy wpływ na dostawę materii biogenicznej miały osady mgielne, które dostarczyły 72% ładunku azotanów, 68% ładunku jonów amonowych oraz 33% ładunku potasu. Opad podkoronowy dostarczył 25% ładunku azotanów, 27% ładunku jonów amonowych oraz 57% ładunku potasu. Względnie niski był udział dostawy biogenów ze spływem po pniach, tylko 3% ładunku azotanów, 5% ładunku jonów amonowych oraz 10% ładunku potasu. Średnio rocznie wraz z mgłą dostarczanych było 13,87 $g \cdot m^{-2}$ biogenów. Wraz z opadem podkoronowym depozycja biogenów była 2 razy mniejsza 6,46 $g \cdot m^{-2}$ a ze spływem po pniach 15 razy mniejsza 0,91 $g \cdot m^{-2}$ (Kostrzewski i in. 2016).

W latach 2010-2015 w zlewni wykonywano badania tempa depozycji materii organicznej. Roczna produkcja masy suchej opadu organicznego z warstwy drzew dla zlewni jeziora Gardno wynosiła 2,9 $ton \cdot ha^{-1}$. Najniższą dostawę 1,7 $ton \cdot ha^{-1}$ odnotowano w 2015 roku a najwyższą 4,5 $ton \cdot ha^{-1}$ w 2011 roku. Główną dostawę materii organicznej stanowiły liście buka, które odpowiadały za roczną depozycję 1,6 $ton \cdot ha^{-1}$. Gałęzie, łuski pąkowe oraz kora dostarczały około 1,1 $ton \cdot ha^{-1}$ materii organicznej. Najmniejszą dostawę stanowiły owoce (0,18 $ton \cdot ha^{-1}$) oraz igły (5,1 $kg \cdot ha^{-1}$).

Indywidualność geograficzna geoekosystemu Jeziora Gardno determinuje dynamikę obiegu wody i materii rozpuszczonej (Kostrzewski i in. 2016). Ponadto charakterystyczna jest duża zmienność czasowa i przestrzenna występowania sezonów hydrochemicznych. Występowanie sezonów mineralizacji wody oraz stężenia jonów biogenicznych, denudacyjnych i pochodzących z dostawy aerozoli morskich charakteryzuje się małym podobieństwem dla poszczególnych stadiów obiegu wody. Szczególnie wyraźne różnice rozkładu sezonów hydrochemicznych krążenia wody dotyczą etapu atmosferycznego (opad atmosferyczny, opad podkoronowym spływ po pniach) i etapu litosferycznego (wody podziemne i jeziorne). Także rozkład sezonowy stężenia nutrientów, jonów denudacyjnych i pochodzących z dostawy aerozoli morskich odznacza się znacznym zróżnicowaniem w ciągu roku.

Ze względu na prawie pełne zalesienie, w badanym geoekosystemie do pokryw stokowych dociera znaczny ładunek materii organicznej (średnio 280 $g \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$). Ponadto na przemiany geochemiczne utworów powierzchniowych istotną rolę odgrywa duży ładunek biogenów dostarczany z opadem podkoronowym i spływem po pniach (średnio 7,5 $g \cdot m^{-2} \cdot rok^{-1}$).

Ze względu na napływ mgieł znad morza w badanym geoekosystemie na bilans wodny i denudacyjny istotny wpływ posiada dostawa wody z mgłą (średnio rocznie 85 mm) i ładunku substancji rozpuszczonych (średnio rocznie 37 $g \cdot m^{-2}$).

Wyniki wieloletnich badań (2009-2015) zanieczyszczeń powietrza (program B1) i właściwości fizykochemicznych wody (programy C1, C2, C3, F1, F2, H1, H2) potwierdzają, że wielkość ładunków dostarczanych do środowiska nie stanowi zagrożenia dla organizmów żyjących na terenie zlewni. Zanieczyszczenie powietrza są niewielkie, nie przekraczały 7,1 $\mu g \cdot m^{-3}$ dla SO_2 oraz 23,3 $\mu g \cdot m^{-3}$ dla NO_2. Wieloletni miesięczny przebieg zmian stężeń SO_2 i NO_2 wykazuje sezonową cykliczność, gdyż najwyższe stężenia rejestrowane były w sezonie chłodnym a znacznie mniejsze w okresie ciepłym. Dobry stan powietrza atmosferycznego w badanym okresie przełożył się na dobrą jakość opadów atmosferycznych i w konsekwencji na dogodne warunki dla biotycznych komponentów środowiska przyrodniczego. Monitoring biotycznych elementów środowiska przyrodniczego zlewni jeziora Gardna nie wykazał niepokojących tendencji zmian. Drzewostany oraz epifity nadrzewne w badanym okresie utrzymywały się w takim samym, dobrym stanie ekologicznym bądź uległy poprawie w ostatnich latach. Buki cechowały się niewielką defoliacją oraz brakiem odbarwienia liści. Nieliczne uszkodzenia były wywołane wyłącznie przyczynami mechanicznymi. Sosny cechowały się również małą defoliacją i nie zaobserwowano odbarwienia igieł. Uszkodzenia drzew miały charakter mechaniczny, wynikający z oddziaływania silnych wiatrów.

W badanym geoekosystemie nadmorskim w oparciu o siedmioletni okres badawczo-pomiarowy trudno potwierdzić istotnie statystyczne tendencje zmian środowiska przyrodniczego. Jednakże można zauważyć małą zmienność roczną

badanych parametrów abiotycznych i biotycznych, co potwierdza ogólną prawidłowość, że geoekosystemy nadmorskie cechują się względnie dużą stabilnością i bardzo ograniczonym występowaniem zdarzeń i zjawisk o charakterze ekstremalnym.

PODSUMOWANIE

W latach 2009-2015 roku stan środowiska przyrodniczego badanej zlewni określono jako dobry, stabilny i nie podlegający trwałym przemianom, które mogą zagrozić funkcjonowaniu świata przyrody nieożywionej i ożywionej. Bezpośrednie sąsiedztwo Bałtyku łagodzi warunki pogodowe, co objawia się niższymi wartościami temperaturami powietrza w miesiącach letnich i wyższymi w chłodnej porze roku. Zanieczyszczenia powietrza pozostają na niskim poziomie. Zauważalne jest ściśle sezonowe wahanie stężeń SO_2 i NO_2 w powietrzu atmosferycznym, związane głównie ze spalaniem paliw kopalnych i dostawie związków siarki w chłodnym półroczu. Jednak w badanym geoekosystemie głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza są związki azotu, o pochodzeniu komunikacyjnym. Transformacja opadów na wszystkich etapach obiegu wody doprowadza w efekcie do zmiany składu hydrochemicznego wód, gdzie w opadach atmosferycznych dominują w kolejności NO_3, SO_4, Cl oraz Na, natomiast w ostatnim elemencie obiegu, w rzece i jeziorze dominują HCO_3, Ca, Cl, SO_4 i Na. W badanej zlewni leśnej występuje ściśle sezonowa dostawa materii organicznej do podłoża, związana z opadaniem liści w październiku i listopadzie oraz rozwojem ulistnienia w maju. W geoekosystemie Jeziora Gardno na poszczególnych stadiach obiegu wody stężenia jonów biogenicznych, denudacyjnych i pochodzących z dostawy aerozoli morskich charakteryzują się małym podobieństwem (Kostrzewski i in. 2016). Na przemiany geochemiczne utworów powierzchniowych wpływ ma dostawa materii organicznej oraz ładunek biogenów dostarczany z opadem podkoronowym i spływem po pniach. Na bilans wodny i denudacyjny istotny wpływ ma również dostawa z mgłą wody i ładunku substancji rozpuszczonych.

O stabilności funkcjonowania i stosunkowo małych przemianach środowiska przyrodniczego badanych zlewni na Wyspie Wolin świadczyć mogą wyniki badań realizowanych w ramach oddzielnych zadań ZMŚP: hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego, ocena zanieczyszczenia powietrza na podstawie zawartości siarki i metali ciężkich w porostach oraz realizowany w Stacji Wolin program specjalistyczny morfodynamika wybrzeża klifowego.

Badania stanu środowiska przyrodniczego geoekosystemów Wyspy Wolin w oparciu o program hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego wykonywane były w sezonie letnim 2015 roku w Jednolitej Części Wód Powierzchniowych (RW60001735569 Lewińska Struga z jeziora

Czajcze i Koprowo) na 2 ciekach: Lewińska Struga i Kanał Kołczewo (Szoszkiewicz i in. 2015). Badane cieki należą do 17 typu abiotycznego - potok nizinny piaszczysty oraz do typu makrofitowego – M VI rzeki piaszczyste. Lewińska Struga stanowi główny system odwodnienia wyspy Wolin, w tym zlewni ZMŚP Jeziora Gardno i jej otuliny. Klasę stanu ekologicznego badanych cieków w oparciu o Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR) zdefiniowano jako umiarkowaną. Natomiast badania hydromorfologiczne i ocena wód płynących za pomocą metody River Habitat Survey (RHS) wykazały, że badane cieki posiadają co najmniej zły stan hydromorfologiczny. O niskiej ocenie badanych środowisk rzecznych zadecydowała przede wszystkim wysoka wartość wskaźnika modyfikacji koryta rzecznego (HMS), co świadczy o znacznym przekształceniu antropogenicznym sieci wód powierzchniowych (Szoszkiewicz i in. 2015). O słabym stanie hydromorfologicznym cieków wyspy Wolin (w tym badanej w ZMŚP Lewińskiej Strudze) zadecydowały mało naturalne walory środowiska rzecznego, będące m. in. efektem antropogenicznych zmian użytkowania ziemi i przemian sieci rzecznej w XIX i XX wieku. Na niekorzystny stan geoekologiczny środowiska rzecznego wpłynęła niska geobioróżnorodność koryt i dolin rzecznych. Poprawę naturalności siedliska rzecznego (wskaźnika HQA) i w efekcie polepszenie stanu hydromorfologicznego badanych systemów rzecznych można osiągnąć poprzez zmianę form użytkowania ziemi w sąsiedztwie koryt rzecznych, głównie poprzez zalesianie i akceptację naturalnej sukcesji roślinnej. Ograniczenie prac gospodarczych związanych z melioracją i drożnością koryt rzecznych może spowodować przemiany koryt rzecznych z prostolinijnych w meandrujące, co znacząco zwiększyłoby naturalne walory środowiska rzecznego (wzrost wskaźnika naturalności HQA). Biorąc pod uwagę lokalną specyfikę środowiska rzecznego wyspy Wolin, związaną z występowaniem zlewni rzeczno-jeziornej Lewińskiej Strugi i systemów melioracyjnych, dominacji rolniczego użytkowania terenu oraz antropogenicznego zaburzenia reżimu cieków w najbliższym okresie nie należy spodziewać się poprawy ich stanu hydromorfologicznego (Tylkowski 2014).

O nikłej antropopresji oraz dobrym stanie powietrza atmosferycznego w badanej zlewni jeziornej świadczą także niewysokie stężenia zawartości metali ciężkich i siarki w porostach. W Stacji Bazowej Wolin stwierdzono najniższe udział stężenia metali ciężkich (tylko 3%) w całej sieci Stacji Bazowych ZMŚP. Stężenia poszczególnych pierwiastków [$mg \cdot kg^{-1}$ s.m.] w porostach pobranych w sierpniu 2015 roku posiadały wartości Pb 0,60; Cd 0,05; Cr 0,50; Cu 2,06; Ni 0,51; Zn 13,60; Fe 56,0 oraz S 0,90 (Jóźwiak 2015).

W badanym okresie nie występowały ekstremalne warunki hydrometeorologiczne. Nie stwierdzono wyjątkowo ekstremalnych warunków pogodowych czy morskich, które w radykalny sposób doprowadziły do abrazji wybrzeża klifowego. O przeciętnych warunkach hydrometeorologicznych (opady, poziom morza) świadczy tempo cofania wolińskiego klifu

w rozpatrywanym okresie, które było zbliżone do średniego tempa abrazji (0,23 m·rok^{-1}) dla okresu 1984-2015. Niewielka dynamika zmian zachodzących na badanych odcinkach wskazywać może na niewystarczające przygotowanie podstawy klifu do zainicjowania ruchów masowych. Biorąc pod uwagę dotychczasowe wyniki badań i cykliczność ewolucji wybrzeża klifowego w najbliższych latach można spodziewać się wzmożonego ubytku korony klifu (Kostrzewski i in. 2015c). Zwiększenie procesów degradacji klifów w najbliższych latach może być efektem przejścia badanych odcinków wybrzeża morskiego z fazy stabilizacji do fazy wzmożonej aktywności morfogenetycznej.

W oparciu o realizowany w latach 2009-2015 monitoring biotyczny można stwierdzić dobry stan środowiska przyrodniczego badanego geoekosystemu, którego przejawem są (Samołyk, Czyryca 2016):

- niewielkie uszkodzenia drzew (głównie mechaniczne) oraz brak defoliacji drzewostanów znajdujących się w optymalnej fazie rozwojowej. Struktura, wielkość i skład chemiczny opadu organicznego potwierdzają dobrą kondycję drzewostanów;
- ekspansja wrażliwego na zanieczyszczenia porostu przylepki okopconej *Melanelixia fuliginosa* oraz obecność tarczownicy bruzdkowanej *Parmelia sulcata* również wskazują na dobrą jakość środowiska przyrodniczego, Potwierdzają to także niskie stężenia siarki i metali ciężkich w plechach porostu *Melanelixia fuliginosa*;
- struktura gatunkowa fauny epigeicznej, dominacja zoofagów dużych oraz wartości wskaźnika łowności wskazują na dobre warunki siedliskowe;
- niewielki areał zlewni jeziora Gardno (11%) zajęty jest przez rośliny inwazyjne obcego pochodzenia (Czyryca 2017). Niepokojąca, jednakże jest gwałtowna ekspansja niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*, którego zgrupowania tworzą duże zwarte płaty przy jeziorze Gardno oraz wzdłuż dróg. *Impatiens parviflora* obecnie nie podlega zwalczaniu z uwagi na zbyt dużą ingerencję zabiegów ochronnych w ściółkę. Istotne zagrożenie ze względu na znacznie silniejsze cechy inwazyjne stanowi wkraczająca róża pomarszczona *Rosa rugosa* oraz rdestowiec ostrokończysty *Reynoutria japonica*.

Realizacja programu ZMŚP w Stacji Bazowej Wolin posiada duże znaczenie dla ochrony zasobów przyrodniczych Polski. Zlewnia jeziora Gardno znajduje się w granicach obszarów specjalnej ochrony siedlisk Natura 2000 i w Wolińskim Parku Narodowym. Wyniki monitoringu zintegrowanego realizowane na Wyspie Wolin stanowią dobre uszczegółowienie monitoringu regionalnego oraz służą ochronie dziedzictwa przyrodniczego zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

Wskazane powyżej ogólne prawidłowości funkcjonowania zlewni jeziora Gardno i jej otuliny na wyspie Wolin można uznać za reprezentatywne dla podobnych geoekosystemów nadmorskiej strefy młodoglacjalnej w Polsce.

LITERATURA

Bogucki J., Tamulewicz J., 1992. Topoklimat. W: A. Kostrzewski (red.), Charakterystyka fizyczno-geograficzna geoekosystemów wodnych Wolińskiego Parku Narodowego, maszynopis, Poznań: 33-37.

Borowiec S., 1961. Gleby brunatne i bielicowe na terenie Wolińskiego Parku Narodowego oraz powiązania ich z siedliskowymi typami lasu. Sylwan 105 (7): 19-30.

Borówka R.K., Gonera P., Kostrzewski A., Zwoliński Z., 1983. Geneza i wiek pokryw piaszczystych w obrębie Wolińskiej Moreny Czołowej. Sprawozdania PTPN 97-99: 135-137.

Czyryca P., 2017. Zagrożenie inwazyjnymi gatunkami roślin obcego pochodzenia w zlewni jeziora Gardno (Woliński Park Narodowy). Przegląd Przyrodniczy (w druku)

Czyryca P., Samołyk M., 2017. The surface water quality ecotoxicological assessment of Wolin Island. Journal of Education, Health and Sport. 7(4): 258–268.

Filipiak J., 2007. Variability of thermal conditions in the area of north-western Poland in the second half of the 20th century. Quaestiones Geographicae 26 A: 15–21.

GGK 1989: Mapa topograficzna 1:25000. Międzyzdroje 321.33. Białystok.

GUGiK 2007: Mapa Sozologiczna 1:50000. Wolin N-33-78-A. Rzeszów.

Jansen W., Block A., Knaack J., 1988. Kwaśne deszcze, Historia, powstawanie, skutki. Aura 4: 18-19.

Jóźwiak M., 2015. Ocena zanieczyszczenia powietrza na podstawie zawartości siarki i metali ciężkich w porostach w 2015 roku. Sprawozdanie z realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Zadanie 6. UJK Kielce. (Materiał wewnętrzy ZMŚP): 1-28.

Komisarek J., Marcinek J., Kozłowski M., Wiatrowska K., Pawłowski M., Kunz T., Wytykowska-Sroka E., 2010. Kartowanie glebowe w Stacji Bazowej ZMŚP „Biała Góra", maszynopis, Poznań: 1-62.

Kondracki J., 2000. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Kostrzewski A. (red.), 1978. Studia z geografii fizycznej i ekonomicznej wyspy Wolin, SKNG UAM, Poznań.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Kostrzewski A., Kruszyk R., Kolander R., 2006. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. http://zmsp.gios.gov.pl/?page_id=69.

Kostrzewski A., Samołyk M., Tylkowski J., 2015a. Physical geographic conditions in the Gardno Lake catchment (Wolin Island). Prace Geograficzne 143: 65–84.

Kostrzewski A., Samołyk M., Tylkowski J., 2015b. The dynamics of fluvial transport of solutes in the fluvial-lacustrine system of the Lewińska Struga (the Wolin Island, West Pomerania). Prace Geograficzne 143: 33-46.

Kostrzewski A., Zwoliński Z., Winowski M., Tylkowski J., Samołyk M., 2015c. Cliff top recession rate and cliff hazards for the sea coast of Wolin Island (Southern Baltic). Baltica 28 (2): 109–120.

Kostrzewski A., Tylkowski J., Samołyk M., 2016. Selected aspects of functioning of the Lake Gardno catchment (the Wolin Island) as a characteristic indicator of environmental geoecosystem changes within the coastal young glacial zone. Prace Geograficzne 147 (w druku).

Kożuchowski K., 2004. Skala i tendencje współczesnych zmian temperatury w Polsce. W: K. Kożuchowski (red.), Skala uwarunkowania i perspektywy współczesnych zmian klimatycznych w Polsce: 25–46.

Lorenc H., 1998. Ocena stopnia realizacji programu „obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie zintegrowanego monitoringu środowiska" oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski. IX Sympozjum ZMŚP, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 113-119.

Miętus M., 1999. Rola regionalnej cyrkulacji atmosferycznej w kształtowaniu warunków klimatycznych i oceanograficznych w polskiej strefie brzegowej Morza Bałtyckiego. Materiały Badawcze IMGW 29: 1–157.

Piotrowska H., 2003. Zróżnicowanie i dynamika nadmorskich lasów i zarośli w Polsce. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań-Gdańsk.

Piotrowska H., Żukowski W., 1967. Bory mieszane i lasy mieszane Wolińskiego Parku Narodowego. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią 20: 45-57.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2016 r. poz. 1187).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych (Dz. U. z 2015 r. poz. 85).

Samołyk M., 2013. Charakterystyka nadmorskiej zlewni rzeczno-jeziornej Lewińskiej Strugi (Wyspa Wolin). W: W. Florek (red.), Geologia i geomorfologia pobrzeża i południowego Bałtyku 10, Wydawnictwo AP w Słupsku 10: 167−178.

Samołyk M., Czyryca P., 2016. Zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego zlewni jeziora Gardno (Woliński Park Narodowy) na podstawie biotycznych badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 18 (1): 43-52.

Samołyk M., Ścisłowska P., 2014. Bilans wodny i denudacji chemicznej Lewińskiej Strugi w profilu Domysłów w latach 2009–2011. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 15: 33–39.

Szoszkiewicz K., Jusik Sz., Gebler D., 2015. Hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego. Sprawozdanie z realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Zadanie 5. UP Poznań. (Materiał wewnętrzy ZMŚP).

Tylkowski J., 2013a. Temporal and spatial variability of air temperature and precipitation at the Polish coastal zone of the southern Baltic Sea. Baltica 26 (1): 83–94.

Tylkowski J., 2013b. Charakterystyka rocznej temperatury powietrza, termicznych pór roku i sezonu wegetacyjnego w Dziwnowie. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 14: 127–134.

Tylkowski J., 2014. Hydromorfologiczna ocena wód płynących wyspy Wolin z wykorzystaniem metody River Habitat Survey. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 16: 75–84.

Tylkowski J., Samołyk M., 2015. Meteorological conditions, physiochemical properties, thermal-oxygen stratification, water overturn and water balance of Lake Gardno on Wolin Island. Limnological Review 15 (3): 105-116.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI GÓRNEJ PARSĘTY

Józef Szpikowski[1,2], Grażyna Szpikowska[2], Monika Domańska[2], Robert Kruszyk[1], Mikołaj Majewski[1]

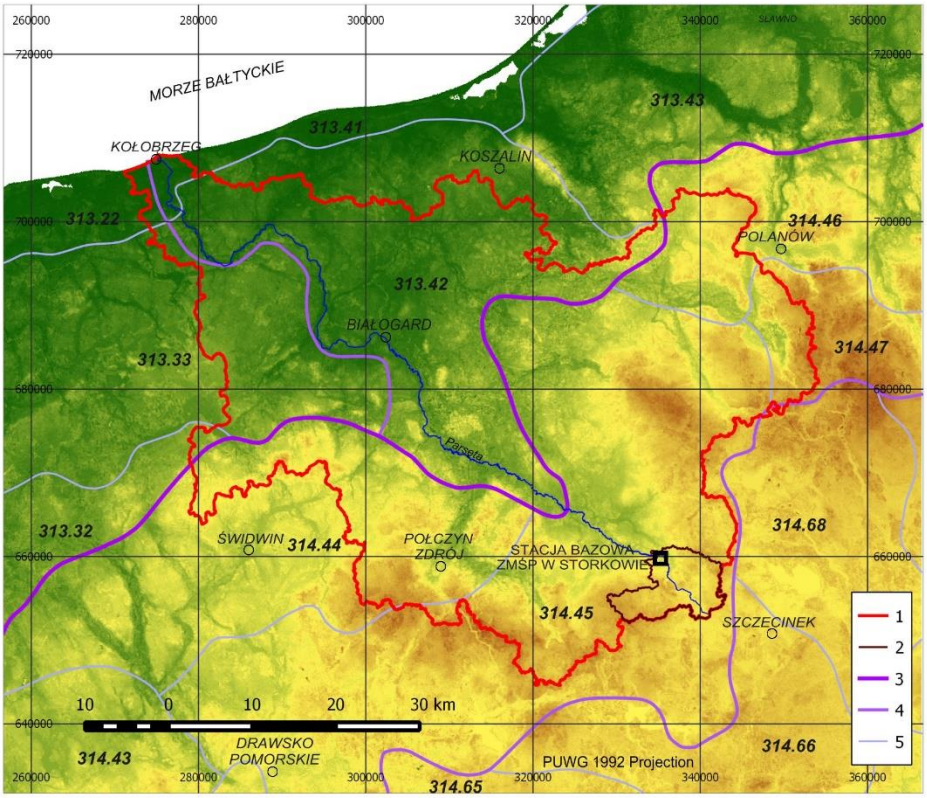
[1] Instytut Geoekologii i Geoinformacji,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
[2] Stacja Geoekologiczna UAM w Storkowie

WPROWADZENIE

Stacja Geoekologiczna Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Storkowie realizuje program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego i jest Stacją Bazową ZMŚP od roku 1993. Stacja Geoekologiczna w Storkowie powstała w roku 1981 z inicjatywy prof. Andrzeja Kostrzewskiego (Szpikowski i in. 2016), a głównym celem jej funkcjonowania była realizacja terenowych i laboratoryjnych badań współczesnego środowiska geograficznego obszarów młodoglacjalnych Polski północno-zachodniej. Metodyczne i metodologiczne podstawy działania Stacji i jej systemu pomiarowego oparte są na koncepcji funkcjonowania geoekosystemu (Kostrzewski 1993), w której ważną rolę stanowią bezpośrednie i powtarzalne pomiary terenowe realizowane za pośrednictwem zweryfikowanego systemu pomiarowo-obserwacyjnego. Podstawowym poligonem badawczym Stacji Geoekologicznej w Storkowie jest źródliskowa część dorzecza Parsęty, nazwana zlewnią górnej Parsęty. Zróżnicowanie morfologiczne, litologiczne, glebowe, struktura użytków, a także stosunkowo niewielki stopień antropogenicznej transformacji krajobrazu, sprawia, że zlewnia górnej Parsęty dobrze reprezentuje strefę młodoglacjalną Pomorza Zachodniego (Kostrzewski 1994). Umożliwia to ekstrapolację uzyskiwanych wyników na obszar wykraczający poza zlewnię górnej Parsęty: na dorzecze Parsęty, mezoregion Pojezierza Drawskiego, a w pewnym zakresie nawet na całą strefę młodoglacjalną Pomorza Zachodniego. Reprezentatywność wybranego obszaru badań stała się bardzo ważnym argumentem przy włączaniu Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie do Monitoringu Państwowego w ramach sieci pomiarowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w której Stacja Bazowa w Storkowie charakteryzuje strefę krajobrazów młodoglacjalnych Polski północno-zachodniej. Stacja w zakresie koordynacji swojej pracy współpracuje z Radą Programową Stacji, w której pracują przedstawiciele kilku Wydziałów UAM.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

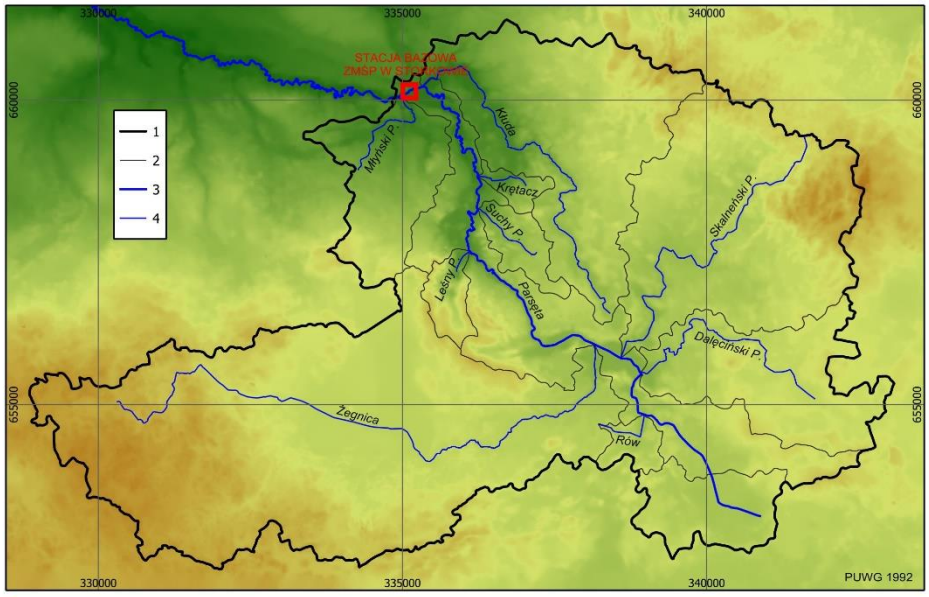
Zlewnia górnej Parsęty jest położona w obrębie Pomorza Środkowego, w mezoregionie Pojezierza Drawskiego (*Ryc. 3.2.1*). Należy do geoekosystemów obszaru nizinnego i młodoglacjalnego Polski północno-zachodniej. Jest obszarem reprezentatywnym dla krajobrazu młodoglacjalnego umiarkowanej strefy klimatycznej (Kostrzewski i in. 1994).



Ryc. 3.2.1. Położenie zlewni górnej Parsęty i Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie - Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie - na tle zlewni Parsęty i jednostek fizycznogeograficznych Pobrzeża Zachodniopomorskiego wg Kondrackiego (2009)

1 – wododział zlewni Parsęty, 2 – dział wodny zlewni górnej Parsęty, 3 – granice podprowincji, 4 - granice makroregionów, 5 – granice mezoregionów: 313.22 – Wybrzeże Trzebiatowskie, 313. 32 – Równina Nowogardzka, 313.33 – Równina Gryficka, 313.41 - Wybrzeże Słowińskie, 313.42 – Równina Białogardzka, 313.43 – Równina Słupska, 314.43 – Pojezierze Ińskie, 314.44 – Wysoczyzna Łobeska, 314.45 – Pojezierze Drawskie, 314.46 – Wysoczyzna Polanowska, 314.47 – Pojezierze Bytowskie, 314.65 – Równina Wałecka, 314.66 - Pojezierze Szczecineckie, 314.68 – Dolina Gwdy
źródło NMT: ASTER GDEM

Powierzchnia zlewni górnej Parsęty, zamkniętej przekrojem hydrometrycznym w Storkowie na 13 km długości rzeki, wynosi 74 km^2. Deniwelacja osiąga 120 m; od 203 m n.p.m. na pagórze morenowym Polska Góra, do 83 m n.p.m. w profilu zamykającym zlewnię. Daje to średni spadek powierzchni zlewni 8,4‰. Gęstość sieci rzecznej, przy uwzględnieniu cieków stałych i okresowych wynosi 2,24 km km^{-2}. W granicach zlewni górnej Parsęty wydzielono 10 zlewni cząstkowych, różniących się wielkością, morfologią, litologią, glebami, użytkowaniem ziemi i pokryciem terenu (*Ryc. 3.2.2*).

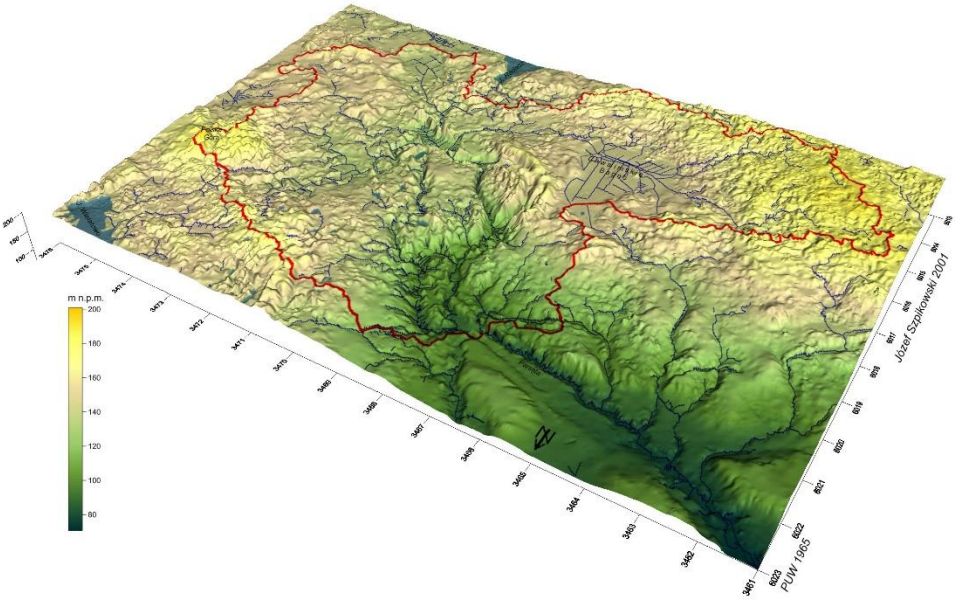


Ryc. 3.2.2. Sieć hydrograficzna zlewni górnej Parsęty i jej zlewnie cząstkowe
1 – dział wodny zlewni górnej Parsęty, 2 – wododziały zlewni cząstkowych górnej Parsęty, 3 – Parsęta, 4 – dopływy górnej Parsęty
źródło NMT: digitalizacja mapy topograficznej w skali 1:10 000

Wśród utworów powierzchniowych najczęściej występują piaski i żwiry o różnej strukturze, gliny morenowe, osady stokowe i mineralno-organiczne wypełnienia zagłębień bezodpływowych i dolin rzecznych. Pokrywa glebowa charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem jednostek glebowych na stosunkowo niewielkim obszarze (Marcinek, Komisarek 1998). Wśród użytków rolnych dominują gleby płowe, rdzawe oraz rzadziej czarne ziemie i mady. Oprócz gleb mineralnych występują gleby mineralno-organiczne i organiczne (torfowo-mułowe, torfowe torfowisk niskich, murszaste).

Cechą charakterystyczną struktury użytkowania ziemi jest mozaikowy układ użytków, nawiązujący do głównych form rzeźby i przestrzennej zmienności litologii i gleb (Piotrowska 1998). Grunty orne stanowią 43,4% powierzchni

zlewni i są związane głównie z obszarem moreny dennej i sandrów we wschodniej części zlewni i wysoczyzną morenową w części południowej. Lasy zajmują 34,6% powierzchni i koncentrują się na obszarach sandrowych i częściowo na pagórkach kemowych. Użytki zielone, stanowiące 15,4% powierzchni zlewni, zajmują przede wszystkim zagłębienia wytopiskowe i doliny rzeczne (*Ryc. 3.2.4*).

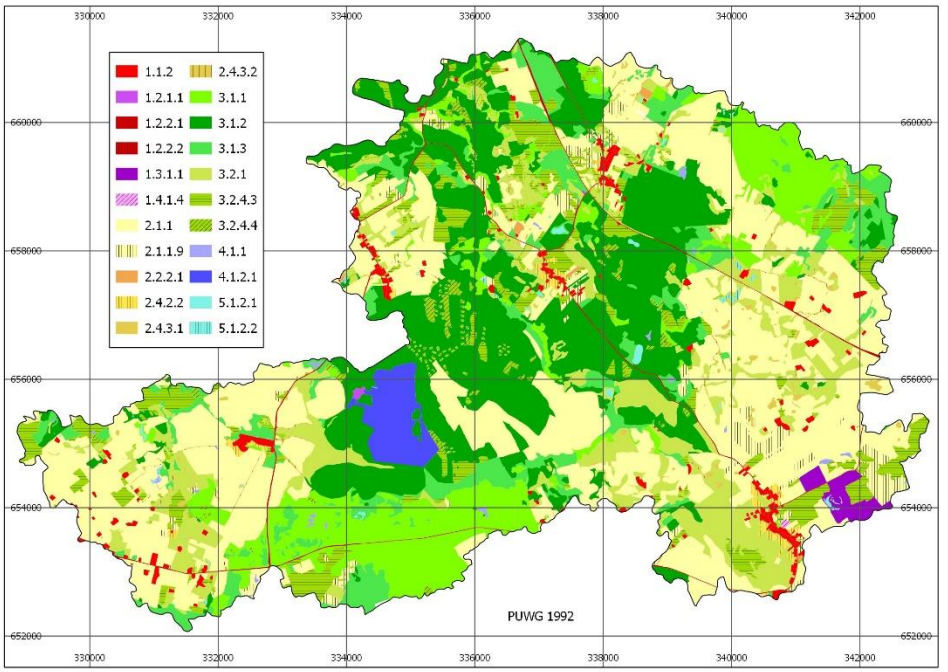


Ryc. 3.2.3. Numeryczny model rzeźby zlewni górnej Parsęty
źródło NMT: digitalizacja mapy topograficznej w skali 1:10 000

Parsęta spośród dużych rzek Przymorza w największym stopniu zachowała swój naturalny układ doliny i koryta. Tak jest również w górnym odcinku rzeki, która posiada poligenetyczny układ doliny, z położonymi na przemian odcinkami wytopiskowymi o genezie fluwioglacjalnej i odcinkami erozyjnymi pochodzenia fluwialnego (Mazurek 2000). Wpływa to na wysoką georóżnorodność doliny rzecznej i decyduje o niewyrównanych profilach podłużnych rzek, o różnokształtnych profilach poprzecznych dolin i, w rezultacie, determinuje procesy hydromorfologiczne w korytach rzecznych oraz łączność systemu stokowego z systemem korytowym (Szpikowski, Domańska 2014).

Zlewnia górnej Parsęty jest geoekosystemem, w którym stosunkowo niewielki stopień przekształceń antropogenicznych w ograniczonym stopniu wpływa na funkcjonowanie środowiska przyrodniczego. W zlewni nie ma miast oraz dużych zakładów przemysłowych. Największą jednostką osadniczą jest wioska Parsęcko, zamieszkała przez prawie 1000 mieszkańców. Ponadto

w granicach zlewni znajduje się jeszcze 5 mniejszych wiosek oraz zabudowania rozproszone. Przy liczbie ludności około 1900 mieszkańców, gęstość zaludnienia obszaru zlewni górnej Parsęty wynosi 26 osób·km^{-2}, co jest wartością przeciętną dla tej części Pomorza Zachodniego.



Ryc. 3.2.4. Użytkowanie ziemi i pokrycie terenu w zlewni górnej Parsęty – stan na rok 2014 (Szpikowski 2017)
1.1.2 – zabudowa nieciągła, 1.2.1.1 – obszary przemysłowo-składowe, 1.2.2.1 – drogi i obszary związane z komunikacją drogową, 1.2.2.2 – koleje i obszary związane z komunikacją kolejową, 1.3.1.1 – wyrobiska surowców okruchowych i ilastych, 1.4.1.4 - cmentarze, 2.1.1 – grunty orne, 2.1.1.9 – ugory i odłogi, 2.2.2.1 – sady przydomowe, 2.4.2.2 – złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw jednorocznych, 2.4.3.1 – nieregularne zadrzewienia i zarośla śródpolne, 2.4.3.2 – pasy zadrzewień i zarośli śródpolnych, 3.1.1 – lasy szerokolistne, 3.1.2 – lasy iglaste, 3.1.3 - lasy mieszane, 3.2.1 – użytki zielone, 3.2.4.3 – zalesienia i samosiewy, 3.2.4.4 - wylesienia i zręby, 4.1.1 – bagna śródlądowe, 4.1.2.1 – torfowiska wysokie (obszar wydobywania torfu), 5.1.2.1 – naturalne zbiorniki wodne, 5.1.2.2 – sztuczne zbiorniki wodne

W zlewni górnej Parsęty i w jej otoczeniu nie ma większych emitorów zanieczyszczeń powietrza. Kwaśny odczyn wód opadowych wskazuje jednak na obecność zanieczyszczeń atmosfery pochodzenia regionalnego i globalnego. Szczecinek, największe miasto w regionie, jest położony w odległości 15 km na SE od Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie. Przy znacznym udziale wiatrów z kierunku SE, zanieczyszczenia z kotłowni miejskich i przemysłowych

Szczecinka mogą przemieszczać się również nad obszar zlewni górnej Parsęty, powodując zakwaszenie opadów atmosferycznych. Ważnymi czynnikami zakwaszania opadów są również obecne w atmosferze związki azotu, tworzące się wskutek spalania paliw napędowych.

Około 35% powierzchni zlewni górnej Parsęty w Stacji Bazowej Storkowo leży w granicach dwóch obiektów europejskiej sieci obszarów chronionych Natura 2000, a mianowicie PLH320007 Dorzecze Parsęty i PLH320009 Jeziora Szczecineckie. W pobliżu północno-wschodniej granicy zlewni górnej Parsęty jest położony rezerwat przyrody Kusowskie Bagno, gdzie chroniony jest geoekosystem kopułowego torfowiska wysokiego.

Programy pomiarowe realizowane w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego wykazują, że właściwości fizyczno-chemiczne wód gruntowych oraz wód rzecznych na tle opadów atmosferycznych są kształtowane głównie przez warunki naturalne, które są jednak w pewnym stopniu modyfikowane przez oddziaływania antropogeniczne. Realizacja programu pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej w Storkowie pozwala określić aktualny stan oraz może doprowadzić do wczesnego rozpoznania głównych kierunków zagrożeń środowiska zlewni w krajobrazie młodoglacjalnym Pomorza Zachodniego.

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Monitoring realizowany w Stacji Bazowej w Storkowie od roku 1994 koncentruje się na określeniu przepływu energii (dostawa energii słonecznej, krążenie wody) oraz zbadaniu obiegu i odprowadzania materii ze zlewni rzecznej. Jest realizowany za pomocą systemu pomiarowego terenowego (*Tab. 3.2.1*, *Ryc. 3.2.5*) i laboratoryjnego zgodnego ze standardami pomiarowymi ZMŚP (Kostrzewski i in. 1995, 2006). Obserwacje i pomiary meteorologiczne są prowadzone w posterunku meteorologicznym położonym obok Stacji Bazowej w Storkowie. Pomiary i obserwacje są prowadzone manualnie (rodzaj opadu atmosferycznego, wielkość opadu, stan powierzchni gruntu, rodzaj i grubość pokrywy śnieżnej, wielkość parowania, stopień zachmurzenia i rodzaj chmur, zjawiska atmosferyczne) oraz za pomocą automatycznej stacji meteorologicznej Vaisala (natężenie promieniowania, usłonecznienie, ciśnienie atmosferyczne, temperatura powietrza na wysokości 2 m, wilgotność powietrza, temperatura powietrza na wysokości 5 cm, temperatura gruntu na głębokości 5 cm, 10 cm, 20 cm, 50 cm, 100 cm, wielkość opadu atmosferycznego, prędkość i kierunek wiatru na wysokości 10 m).

Obok posterunku eksponowane są próbniki do badania zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną (SO_2, NO_X). Pomiary te realizuje Zachodniopomorski Inspektorat Ochrony Środowiska. W obrębie posterunku meteorologicznego

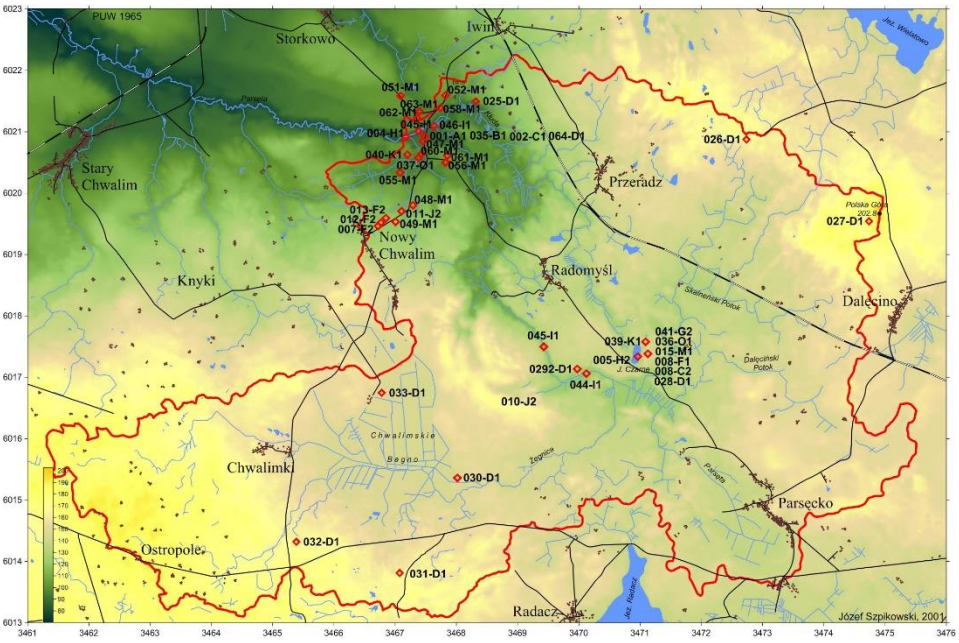
zlokalizowano stanowiska do zbierania próbek dla określania chemizmu opadów atmosferycznych: kolektory otwarte (opad całkowity) oraz kolektor typu Eigenbrodt (opad mokry).

Tab. 3.2.1. Programy-pomiarowe w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie w latach 1994-2015

Program pomiarowy	Kod programu	Uwagi
Meteorologia	A1	pomiary manualne oraz automatyczne (Vaisala MILOS 520)
Zanieczyszczenie powietrza	B1	stacja automatyczna w okresie 2008-14, metoda pasywna i analizy laboratoryjne realizowane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie
Chemizm opadów atmosferycznych	C1	kolektory otwarte i kolektor typu Eigenbrodt
Chemizm opadu podkoronowego	C2	10 kolektorów opadu podkoronowego
Metale ciężkie i siarka w porostach	D1	w latach 2009-2014 na podstawie porostów naturalnych, od roku 2015 na podstawie porostów transplantowanych
Gleby	E1	kartowania glebowe przeprowadzone przez zespół ekspertów
Chemizm roztworów glebowych	F1	pobór roztworów z 30 cm, 60 cm i 210 cm p.p.g.
Wody podziemne	F2	3 piezometry, zapis automatyczny stanu wód,
Opad organiczny	G2	15 chwytaczy
Wody powierzchniowe - rzeki	H1	codzienne obserwacje, automatyczny limnimetr
Wody powierzchniowe - jeziora	H2	pomiary 4 razy w roku
Hydrobiologia rzek – makrofity i ocena hydromorfologiczna koryta rzecznego	I1	program realizowany przez zespół ekspertów od roku 2015
Struktura i dynamika szaty roślinnej (powierzchnie stałe)	J2	program realizowany przez zespół ekspertów
Uszkodzenia drzew i drzewostanów	K1	2 powierzchnie testowe w drzewostanie w borze świeżym
Epifity nadrzewne	M1	9 stanowisk w latach 2010-2014, od 2015 r. 7 stanowisk
Fauna epigeiczna	O1	3 stanowiska w latach 2009-2014
Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi	P1	program realizowany przez ekspertów

Monitoring obiegu wody i krążenia substancji rozpuszczonych obejmuje ponadto stanowiska opadu śródkoronowego i roztworów glebowych (w zlewni jeziora Czarnego), wód podziemnych (3 piezometry w transekcie stokowym w zlewni Chwalimskiego Potoku), wód rzecznych (profil hydrometryczny zamykający zlewnię górnej Parsęty) i wód jeziora Czarnego. W zlewni Chwalimskiego Potoku, która w systemie pomiarowym Stacji pełni ważną rolę

zlewni eksperymentalnej, zlokalizowana jest również powierzchnia do monitoringu gleb (użytkowana jako łąka), poletka testowe do badania erozji wodnej gleb (program specjalistyczny) i stanowisko do monitoringu dynamiki szaty roślinnej na stałych powierzchniach testowych. Pozostałe programy biotyczne obejmują monitoring metali ciężkich i siarki w porostach (na stanowiskach naturalnych rozproszonych w lasach w zlewni górnej Parsęty i poprzez okresowe ekspozycje transplantowanych porostów), kontrolę stanu epifitów nadrzewnych (stanowiska rozproszone w zlewni), opadu organicznego (stanowiska pomiarowe w zlewni jeziora Czarnego), uszkodzenia drzew i drzewostanów na dwóch leśnych powierzchniach kontrolnych.



Ryc. 3.2.5. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej w Storkowie (stanowiska pomiarowe w roku 2015)

źródło NMT: digitalizacja mapy topograficznej w skali 1:10 000, współrzędne wg PUW 1965

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

Realizacja programów ZMŚP i w ich ramach poszczególnych parametrów pomiarowych (większość serii pomiarowych rozpoczyna się od roku 1994) umożliwia określenie przemian środowiska przyrodniczego, jakim podlega zlewnia górnej Parsęty. Stan środowiska i stwierdzane przemiany zostaną scharakteryzowane poprzez wybrane programy pomiarowe i mierzone w ich ramach parametry. Analiza obejmuje zestawienia tabelaryczne, graficzne

i opisowe. W miarę możliwości wprowadzano ujęcia wskaźnikowe i syntetyzujące.

METEOROLOGIA

Warunki meteorologiczne w zlewni reprezentatywnej górnej Parsęty są określane na podstawie danych ze Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie. Współrzędne posterunku meteorologicznego to: szerokość 53°46'44,85"N, długość 16°29'51,10"E. Posterunek jest położony na wysokości 89,5 m n.p.m. (*Fot. 3.2.1*). Obserwacje warunków pogodowych rozpoczęto od 1 listopada 1987 roku. Posterunek meteorologiczny jest umiejscowiony obok Stacji i w odległości 300 m od stanowiska hydrometrycznego zamykającego zlewnię górnej Parsęty, na terasie nadzalewowej szerokiej na tym odcinku doliny rzecznej. Lokalizacja posterunku była konsultowana z przedstawicielami IMGW. Można ją uznać za reprezentatywną dla strefy młodoglacjalnej lobu Parsęty i całej zlewni górnej Parsęty. Od początku swego funkcjonowania posterunek meteorologiczny w Storkowie działa według standardów pomiarowych IMGW. Od roku 2000, poza metodami pomiarowymi konwencjonalnymi, prowadzone są również pomiary i rejestracja wybranych elementów pogodowych za pomocą automatycznej stacji meteorologicznej.



Fot. 3.2.1. Posterunek meteorologiczny w Stacji ZMŚP w Storkowie, kwiecień 2016

Uzyskiwane serie danych pomiarowych podlegają weryfikacji, zarówno na etapie wprowadzania do bazy danych w Stacji w Storkowie, jak i w Centralnej Bazie Danych ZMŚP. Są również oceniane przez klimatologów - ekspertów ZMŚP. Do raportów w ramach ZMŚP wykorzystywane są dane ze stacji automatycznej (większość danych) oraz częściowo z pomiarów manualnych. Wartości dobowe, miesięczne i roczne są obliczane wg zasad przyjętych w ZMŚP.

Średnia wieloletnia dobowa temperatura powietrza wyniosła 7,8°C. Średnia temperatura miesiąca najcieplejszego (lipca) 17,7°C, a średnia temperatura miesiąca najchłodniejszego (stycznia) -1,2°C. Średnia amplituda roczna temperatury powietrza wynosi 18,9°C, co świadczy o znacznym oceanizmie klimatu (*Tab. 3.2.2*).

Tab. 3.2.2. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP w Storkowie w okresie 1994-2015

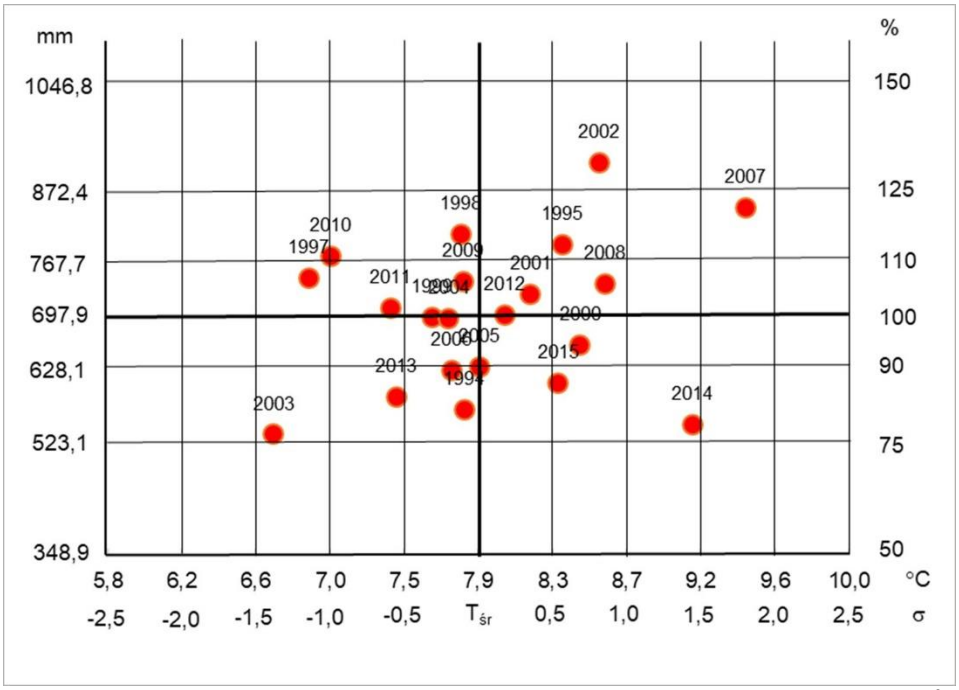
Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SOL_T_S	[MJ·m^{-2}]	63,8	36,8	54,6	115,7	263,9	419,3	510,0	535,3	528,6	435,4	310,2	170,2	3380,0
TA_X$_{max\ abs}$	[°C]	17,3	13,3	15,4	15,3	22,5	29,8	31,0	35,3	37,1	36,2	30,8	25,0	37,1
TA_X$_{max}$	[°C]	6,2	4,9	3,5	3,6	6,0	10,0	14,5	17,5	20,9	19,7	15,3	11,0	11,1
TA_D	[°C]	3,4	-0,1	-1,2	-0,4	2,3	7,6	12,2	15,2	17,7	16,9	12,5	7,8	7,8
TA_N$_{min}$	[°C]	-1,1	-6,1	-6,6	-5,7	-2,7	4,3	10,0	13,6	14,6	14,4	9,3	4,6	4,1
TA_N$_{min\ abs.}$	[°C]	-14,5	-23,5	-25,1	-23,5	-18,0	-8,8	-9,0	-2,2	3,0	0,8	-2,7	-9,5	-25,1
TA_G$_{min\ 5\ cm}$	[°C]	0,3	-2,2	-2,7	-2,9	-1,8	1,2	5,5	9,4	12,1	11,2	7,4	3,3	3,4
TA_G$_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-17,5	-30,9	-27,5	-28,0	-15,4	-10,6	-7,3	-2,4	0,0	0,0	-5,9	-17,0	-30,9
T_S$_{5\ cm}$	[°C]	4,0	1,1	0,1	0,4	3,1	9,7	16,2	19,6	22,2	20,6	14,8	8,9	10,1
T_S$_{20\ cm}$	[°C]	4,8	2,0	0,6	0,5	2,6	8,6	14,8	17,6	20,6	19,3	14,4	9,0	9,6
T_S$_{50\ cm}$	[°C]	5,5	3,0	1,7	1,5	3,1	7,8	13,3	16,6	18,7	18,3	14,4	9,8	9,8
HH	[%]	94,2	96,0	95,4	93,1	88,8	79,3	78,1	79,2	80,7	84,6	88,9	91,5	87,5
RR_T	[mm]	48,2	61,0	55,4	41,4	48,6	35,1	62,6	75,0	81,9	77,6	62,1	48,5	697,4
SC_H	[cm]	0,8	2,9	4,0	4,2	2,3	0,2	.	.	.	.	.	.	1,2
PRES	[hPa]	1005,6	1005,4	1005,8	1005,1	1005,8	1005,2	1005,7	1005,9	1004,8	1005,4	1006,8	1006,9	1005,7
WIV	[m·s^{-1}]	1,6	1,7	1,9	1,8	1,8	1,7	1,6	1,6	1,4	1,3	1,2	1,4	1,6

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

Absolutna maksymalna temperatura powietrza wystąpiła w lipcu (37,1°C), natomiast absolutna minimalna w styczniu (-25,1°C). Średnie sumy roczne opadów atmosferycznych w wieloleciu wyniosły 697,4 mm. Miesiącem z najwyższą sumą opadów był lipiec (81,9 mm), z najniższą kwiecień (35,1 mm).

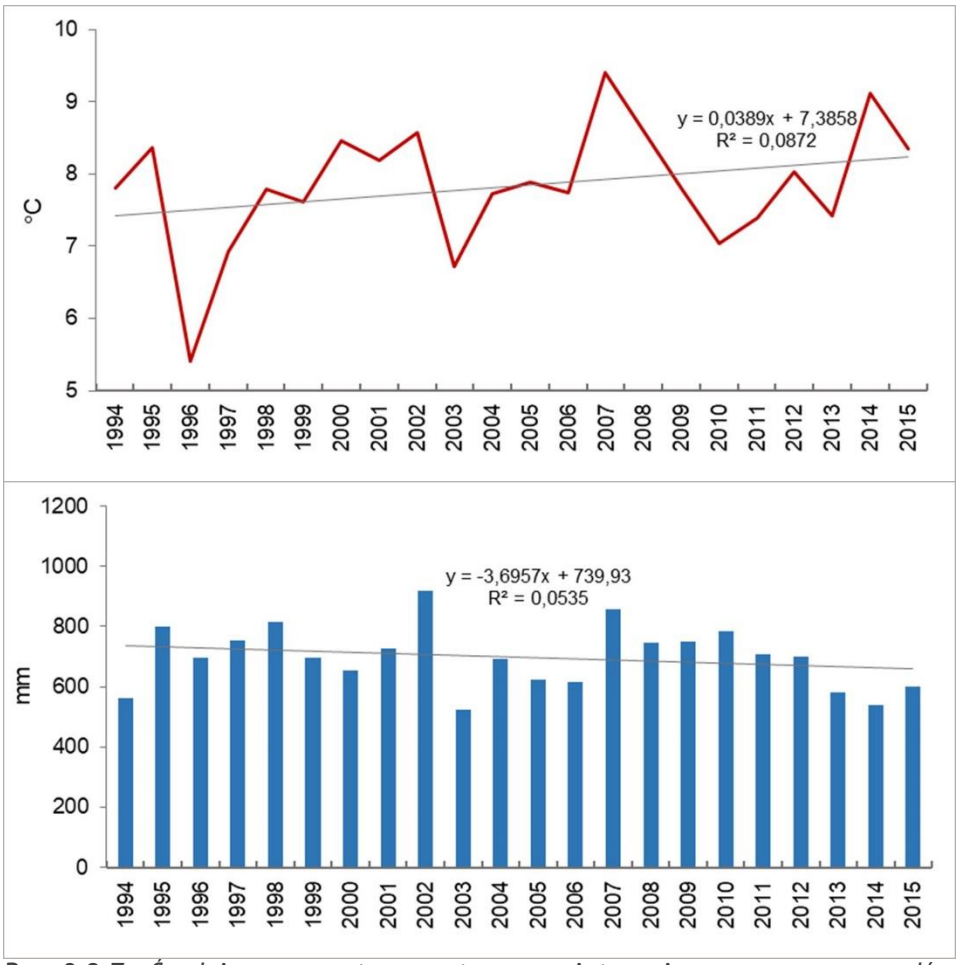
Klasyfikacja wg Kaczorowskiej (1962) i Lorenc (1998), stosowana w metodyce ZMŚP, umożliwia podział lat i wskazanie trendów krótkookresowych zmian oraz generalnej charakterystyki termiczno-opadowej (*Ryc. 3.2.6*). Analiza dla danych z okresu 1994-2015 wskazuje, że dla Storkowa występuje charakterystyczne przesunięcie w stronę lat ciepłych (7 lat cieplejszych niż normalne) kosztem lat chłodnych (5 lat zimniejszych niż normalne) oraz w kierunku lat suchych (6 lat suchszych niż normalne i 5 lat z większą ilością opadów niż w latach normalnych). Możliwe jest również wskazanie lat ekstremalnych, np. rok 1996 był ekstremalnie chłodny i opadowo normalny, rok 2007 był bardzo ciepły i wilgotny, rok 2003 był chłodny i suchy, a rok 2002 był lekko ciepły i bardzo wilgotny.

Analiza termiczna w układzie poszczególnych miesięcy dla wielolecia 1994-2015 (*Tab. 3.2.3*) wykazuje: duże zróżnicowanie krótkookresowe jak i trendy zmian o charakterze długookresowym, np. ocieplenie w latach 2013-2015. Podobnie analiza opadów w układzie miesięcznym (*Tab. 3.2.4*) wskazuje na występowanie suchych lat po roku 2010.



Ryc. 3.2.6. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji ZMŚP w Storkowie w okresie 1994-2015

W przypadku temperatury powietrza występuje od roku 1994 wyraźny trend rosnący: 0,94°C na 22 lata, natomiast w przypadku opadów atmosferycznych występuje słaby trend spadkowy (*Ryc. 3.2.7*).

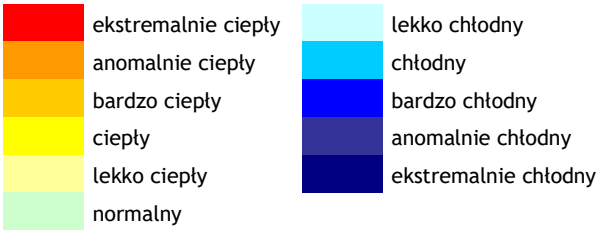


Ryc. 3.2.7. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015

W Storkowie dominuje wiatr z kierunków E (16,9%) i WSW (14,7%) Jest to stały układ, wymuszony regionalną cyrkulacją powietrza oraz układem lokalnym (położenie w dolinie Parsęty otwartej na W i E oraz ściany lasów i stoki doliny na N i S). Również z tych dwóch przeważających kierunków wieje najsilniejszy wiatr, o prędkości średniej około 2 $m \cdot s^{-1}$. Średnia roczna prędkość wiatru jest niska i wyniosła 1,6 $m \cdot s^{-1}$, natomiast średnia prędkość maksymalna to 4,3 $m \cdot s^{-1}$. Stosunkowo duży jest udział cisz: 14,9%.

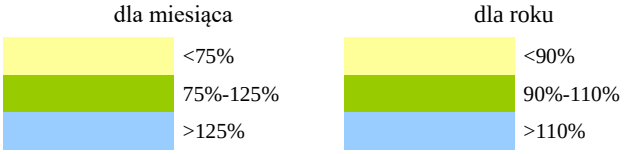
Tab. 3.2.3. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP w Storkowie w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	-0,7	1,7	1,8	-2,9	3,1	7,9	11,5	14,3	20,9	17,2	12,9	5,9	7,8
1995	4,1	2,0	-1,1	3,1	2,0	6,6	11,5	14,9	18,9	16,7	12,3	9,6	8,4
1996	0,3	-5,1	-4,5	-5,7	-1,7	6,6	11,6	14,9	14,6	17,0	9,3	7,9	5,4
1997	4,2	-4,7	-4,7	1,6	2,6	4,3	11,0	15,5	17,2	18,1	12,1	5,7	6,9
1998	1,6	0,8	0,8	3,1	1,2	8,4	12,9	15,5	15,6	14,4	12,1	7,0	7,8
1999	-1,1	-1,5	0,6	-1,3	3,6	7,8	11,3	15,4	18,5	16,0	14,6	7,4	7,6
2000	2,9	1,1	0,0	2,4	3,2	10,0	13,7	15,9	15,1	15,5	10,7	11,0	8,5
2001	5,8	2,2	-0,5	-0,7	0,9	6,5	12,4	13,6	18,3	17,6	11,7	10,4	8,2
2002	2,8	-1,8	0,3	3,5	4,0	7,5	14,5	15,7	18,5	19,0	12,3	6,6	8,6
2003	2,8	-5,1	-1,8	-3,9	1,6	6,3	12,9	16,5	17,6	16,5	12,6	4,6	6,7
2004	4,8	1,6	-5,1	0,6	3,3	7,8	10,9	13,9	15,6	17,7	12,7	8,8	7,7
2005	3,3	2,1	1,5	-1,9	0,8	7,5	11,4	14,1	18,1	15,2	14,0	8,6	7,9
2006	3,1	0,0	-6,5	-1,5	-0,6	7,1	12,0	16,0	20,8	16,3	15,3	10,8	7,7
2007	6,2	4,9	3,5	-0,3	6,0	8,3	13,7	17,5	16,7	17,1	12,3	7,0	9,4
2008	2,3	1,7	1,7	3,6	3,3	7,4	12,6	16,0	17,6	16,7	11,9	8,5	8,6
2009	4,6	0,9	-2,5	-1,1	2,6	9,4	11,5	14,1	17,8	17,0	13,1	6,2	7,8
2010	5,6	-1,3	-6,6	-1,7	2,2	6,8	10,0	15,1	19,7	17,4	11,6	5,7	7,0
2011	3,9	-6,1	-0,4	-3,6	2,2	9,9	12,6	16,2	16,5	16,7	13,3	7,4	7,4
2012	3,5	3,0	0,1	-3,8	4,2	7,7	13,2	14,4	17,4	16,4	12,9	7,4	8,0
2013	4,8	-1,9	-2,3	-0,4	-2,7	6,5	13,9	16,0	17,4	17,4	10,9	9,4	7,4
2014	4,6	2,9	-2,4	2,6	5,5	9,6	12,0	14,7	20,4	15,9	13,6	9,9	9,1
2015	4,9	0,9	1,4	0,4	4,3	6,9	10,9	13,9	16,9	19,7	13,0	6,9	8,3
średnia	3,4	-0,1	-1,2	-0,4	2,3	7,6	12,2	15,2	17,7	16,9	12,5	7,8	7,8



Tab. 3.2.4. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP w Storkowie w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	22,0	88,4	98,1	14,4	85,7	19,1	48,4	40,3	4,2	29,9	70,9	39,6	561,0
1995	47,1	107,9	68,5	48,2	51,8	61,6	66,1	104,8	85,2	55,8	81,8	22,6	801,4
1996	34,7	23,3	7,6	43,1	13,0	20,9	82,9	68,4	177,7	114,9	64,1	45,8	696,4
1997	43,1	16,0	6,3	65,6	50,2	46,7	89,3	84,9	81,6	82,0	65,7	121,3	752,7
1998	21,3	30,3	48,6	82,8	86,2	55,3	65,0	88,5	79,2	123,1	73,4	62,0	815,7
1999	55,5	76,3	33,2	64,7	54,9	69,8	61,0	69,1	65,9	51,9	51,4	41,5	695,2
2000	28,5	94,9	42,0	46,2	69,8	26,1	31,1	94,4	128,5	41,7	40,6	11,2	655,0
2001	51,1	31,2	28,1	40,5	33,4	62,6	57,3	107,5	61,5	84,4	149,6	21,4	728,6
2002	65,0	72,9	82,2	70,9	64,1	33,9	52,4	96,0	77,1	89,5	67,0	148,8	919,8
2003	38,4	15,9	49,8	5,9	18,9	35,4	45,7	47,9	145,3	35,0	48,8	37,9	524,9
2004	33,0	88,5	54,0	73,9	43,9	22,8	71,0	88,0	42,4	88,7	26,5	61,2	693,9
2005	65,4	62,2	86,6	29,1	40,1	8,7	88,9	40,4	105,9	51,2	28,2	17,2	623,9
2006	40,3	115,4	9,6	27,1	32,1	35,0	73,2	38,3	22,9	154,0	44,2	25,3	617,4
2007	66,0	45,3	139,8	38,5	36,0	21,3	98,2	132,9	134,8	45,5	79,3	17,6	855,2
2008	88,5	36,3	61,8	44,4	84,5	63,0	9,0	49,3	52,6	139,8	50,5	64,3	744,0
2009	83,1	31,5	21,4	40,9	62,8	6,5	92,8	112,0	77,8	53,4	64,1	101,7	748,0
2010	51,8	40,8	56,0	24,7	54,5	30,6	113,2	36,0	93,8	184,8	70,6	28,0	784,8
2011	105,2	74,3	35,9	36,9	23,0	14,9	39,0	67,8	115,2	86,1	66,8	43,2	708,3
2012	2,0	85,3	102,4	61,1	22,1	44,4	26,0	86,4	86,8	76,3	50,9	54,6	698,3
2013	66,9	31,6	76,2	33,8	25,0	34,2	41,6	73,5	73,3	26,5	54,4	42,9	579,9
2014	36,2	40,1	44,0	8,4	55,3	27,6	69,8	67,7	26,7	82,2	42,4	39,2	539,6
2015	14,6	133,8	67,2	9,6	61,8	31,7	55,3	55,9	63,3	11,2	75,3	19,7	599,4
średnia	48,2	61,0	55,4	41,4	48,6	35,1	62,6	75,0	81,9	77,6	62,1	48,5	588,3



ZANIECZYSZCZENIE POWIERZA

Pomiary zanieczyszczenia powietrza w zlewni górnej Parsęty w Storkowie są prowadzone przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie w ramach monitoringu zanieczyszczeń powietrza woj. Zachodniopomorskiego. W latach 2006 i 2007 obserwacje były prowadzone metodą pasywną. Od latach 2008-2014 w Stacji Bazowej w Storkowie funkcjonowała automatyczna stacja badania zanieczyszczeń powietrza WIOŚ w Szczecinie. Od roku 2012 stacja pomiaru zanieczyszczeń w Storkowie została wycofana z PMŚ województwa

zachodniopomorskiego. Przyczyną był brak właściwego nadzoru nad systemem jakości danych (zbyt niska kompletność danych). Od 1 stycznia 2015 r. WIOŚ w Szczecinie wznowił w Storkowie pomiary zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną.

W latach 2006-2012 w Stacji Bazowej w Storkowie zaznacza się trend spadkowy stężeń dwutlenku siarki i tlenków azotu w powietrzu (*Ryc. 3.2.8*). Przebieg miesięcznych wartości stężeń dwutlenku siarki i tlenków azotu w powietrzu wskazuje, że najwyższe wartości stężeń przypadały na listopad grudzień, marzec i na kwiecień, co ma bezpośredni związek z trwającą zimą i sezonem grzewczym.

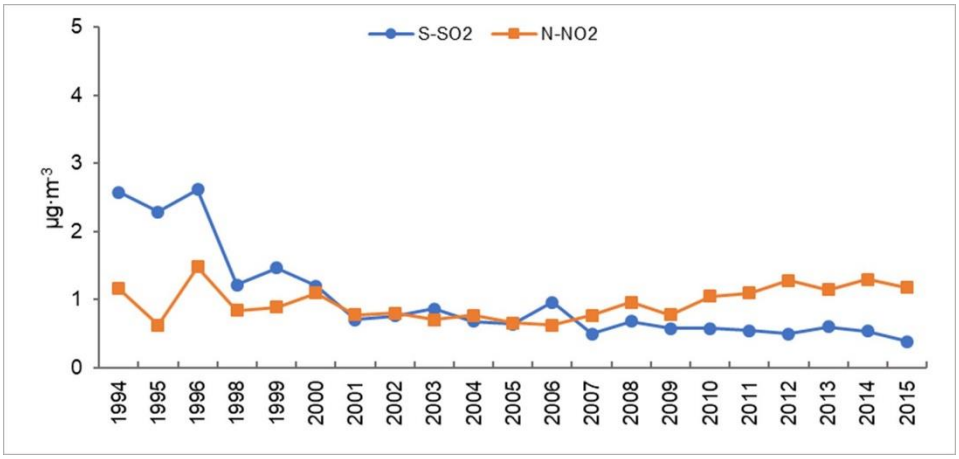
Zmierzone wartości stężeń SO_2 i NO_X pokrywają się z poziomami stężeń uzyskanymi metodą obliczeniową (model CALMET/CALPUFF) zastosowaną jako wspomagającą w rocznej ocenie jakości powietrza za 2013 r. przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Szczecinie (WIOŚ Szczecin 2013). Według danych uzyskanych za pomocą modelu dane dla lokalizacji Stacji Bazowej w Storkowie wyniki wynoszą:

dla średniego rocznego stężenia SO_2:

- z modelu: 2,1-4,0 $mg \cdot m^{-3}$,
- zmierzone w Storkowie: 4,59 $mg \cdot m^{-3}$.

dla średniego rocznego stężenia NO_2:

- z modelu: <2,5 $mg \cdot m^{-3}$,
- zmierzone w Storkowie: 1,91 $mg \cdot m^{-3}$.



Ryc. 3.2.8. Stężenie średnie roczne dla S-SO_2 i N-NO_2 w wieloleciu 2006-2015 w Stacji Bazowej w Storkowie

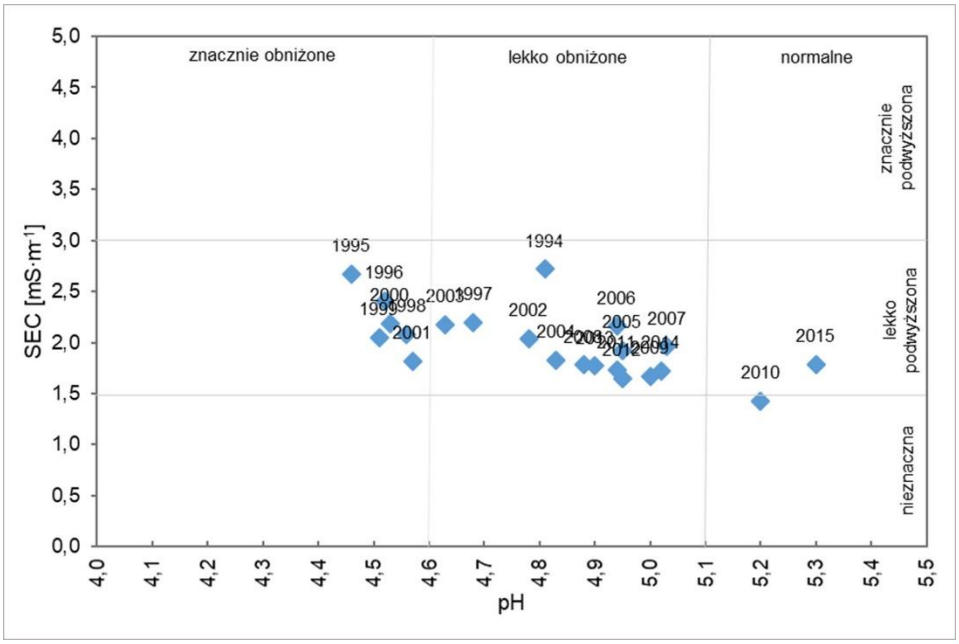
Mniejsze stężenia zanieczyszczeń w Storkowie w porównaniu ze stacją miejską ze Szczecinka są uzasadnione położeniem w obszarze

niezurbanizowanym, bez większych lokalnych emitorów zanieczyszczeń powietrza.

Raport WIOŚ Szczecin (2013) potwierdza, że całe województwo zachodniopomorskie, w tym zlewnia górnej Parsęty, położone jest w klasie A pod względem zanieczyszczeń dwutlenkiem siarki jak i tlenkami azotu. Jednak podkreślany jest problem zanieczyszczenia powietrza w Szczecinku pyłem PM10 oraz benzo(a)pirenem, spowodowanych głównie emisją związaną z indywidualnym ogrzewaniem budynków jak i emisją z zakładów przemysłowych i ciepłowni.

CHEMIZM OPADU ATMOSFERYCZNEGO

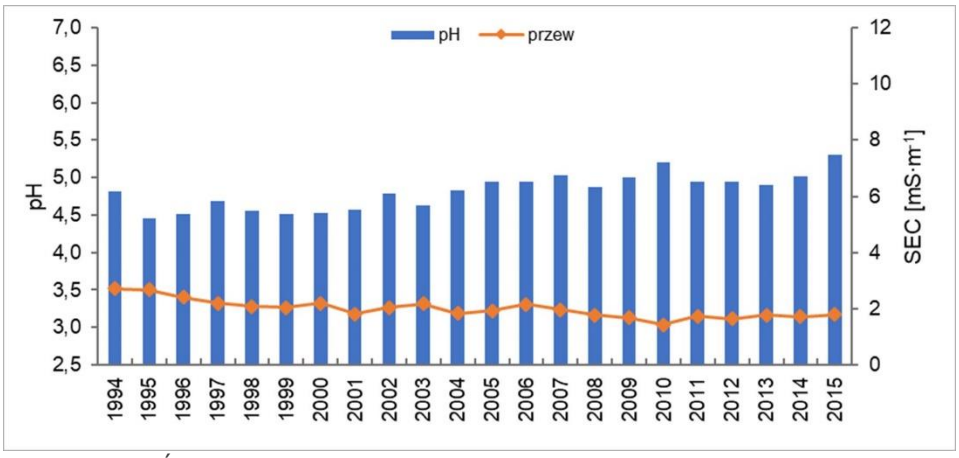
Na obszarze zlewni górnej Parsęty opady atmosferyczne, ze względu na oddalenie od potencjalnych źródeł emisji antropogenicznej bądź naturalnej są słabozmineralizowane i charakteryzują się wieloskładnikowym typem hydrochemicznym uwzględniającym zazwyczaj wśród anionów: SO_4^{2-}, NO_3^- i Cl^-, a wśród kationów: NH_4^+ i Ca^{2+} (*Ryc. 3.2.11*).



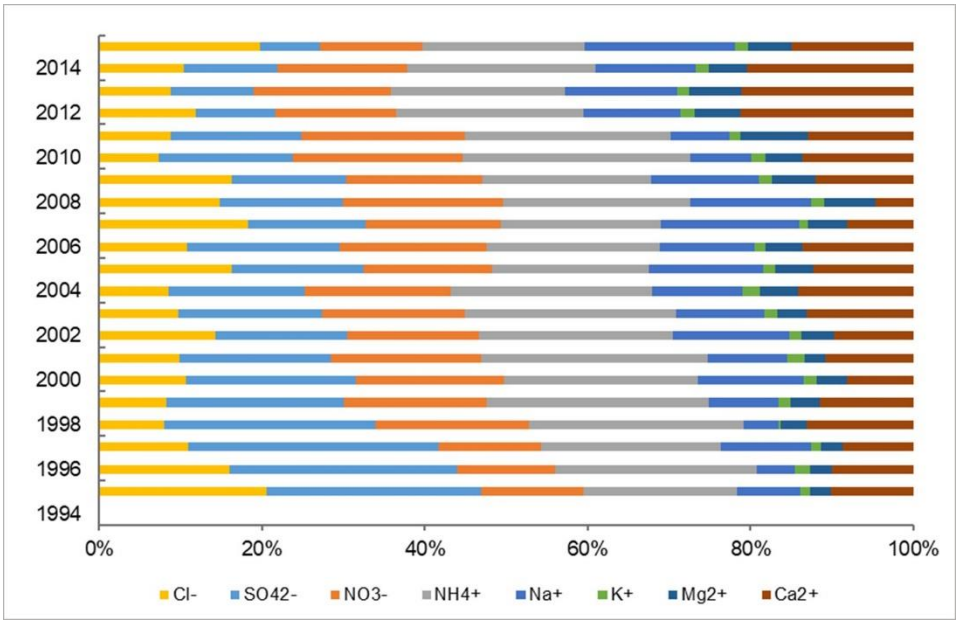
Ryc. 3.2.9. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa w opadach atmosferycznych w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015

W wieloleciu hydrologicznym 1994-2015 przewodność elektrolityczna wód opadowych badanych w Storkowie mieściła się w przedziale 1,43-2,72 $mS \cdot m^{-1}$. Można je zaliczyć do wód o przewodności lekko podwyższonej (klasyfikacja Jansena i in. (1988)). Wyjątkiem jest rok 2010, w którym opady atmosferyczne

wykazały przewodność nieznaczną (1,43 $mS \cdot m^{-1}$) (*Ryc. 3.2.9*). Obraz wieloletniej zmienności przewodności elektrolitycznej (*Ryc. 3.2.10*) wskazuje na systematyczny spadek zawartości składników rozpuszczonych w wodach opadowych, jako efekt poprawy jakości powietrza.

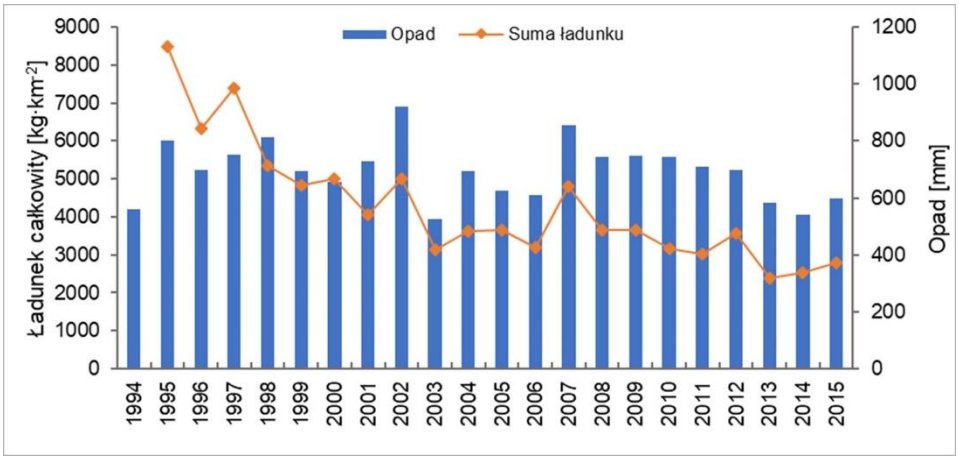


Ryc. 3.2.10. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie atmosferycznym na otwartej przestrzeni w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015



Ryc. 3.2.11. Udział procentowy składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015

Do końca lat 90-tych opady atmosferyczne charakteryzowały się zakwaszeniem na poziomie klasy „pH znacznie obniżone" (klasyfikacja niemiecka Jansena i in. 1988), po roku 2001 mieściły się w klasie wód o pH lekko obniżonym (*Ryc. 3.2.9*). W roku hydrologicznym 2010 średnia wartość pH wód opadowych wyniosła 5,20, co wskazywało po raz pierwszy na klasę „pH normalne". W roku 2015 opady miały średnie ważone pH równe 5,30, tym samym po raz drugi w wieloleciu zmieściły się w klasie „pH normalne". Począwszy od roku 2000 w Storkowie obserwowano wyraźny wzrost udziału dni z opadami o pH normalnym; w roku hydrologicznym 2010 był najwyższy: 55%. Od tej pory notowano spadek udziału opadów o pH normalnym do 29% w roku 2013 i ponowny wzrost do 49% w roku 2015. Udział dni z opadami o najniższych wartościach pH (pH silnie obniżone, czyli poniżej 4,1) maleje: do roku 2001 wynosił zwykle kilkanaście procent, od roku 2012 do 2015 tylko jeden do trzech opadów dobowych charakteryzował się wartością pH silnie obniżoną. W wieloleciu 1994-2015 notowano systematyczny wzrost pH wód opadowych (*Ryc. 3.2.10*), związany z ograniczaniem emisji gazów kwasogennych w Polsce.



Ryc. 3.2.12. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni na tle rocznych sum wysokości opadu w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015

W omawianym wieloleciu zaobserwowano zmiany w przyczynach zakwaszenia wód opadowych badanych w Storkowie, które można uznać za przejaw przemian o charakterze ponadlokalnym (Kostrzewski i in. 2011). Wskaźnik udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu opadów (Kostrzewski i in. 2007, Szpikowska 2004), wyrażony stosunkiem ekwiwalentowych stężeń jonów azotanowych do siarczanowych, do roku 1999 przyjmował wartości wskazujące na przewagę SO_2 w zakwaszaniu opadów, w latach 2000-2006 udział SO_2 i tlenków azotu w zakwaszaniu można uznać za równocenny, natomiast w ostatnich 9 latach zaznacza się wyraźnie większy udział tlenków azotu

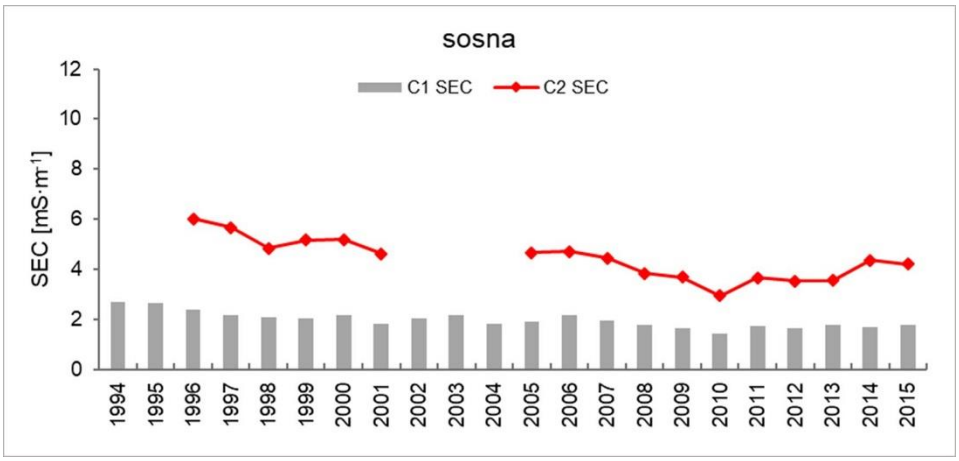
w zakwaszaniu wód opadowych. Obserwowane zmiany należy uznać za pozytywne, są bowiem efektem systematycznego ograniczania emisji SO_2 w Polsce (Ochrona Środowiska 2005, 2010, 2015).

W opadach atmosferycznych na terenie zlewni górnej Parsęty utrzymują się niskie stężenia składników jonowych, będące efektem dobrej jakości powietrza. Przekłada się to na wielkość ładunku wnoszonego do podłoża z opadem. Mokra depozycja atmosferyczna obniżyła się z poziomu ok. 8 t w połowie lat dziewięćdziesiątych do 2,5-3 t w ostatnich latach (*Ryc. 3.2.12*).

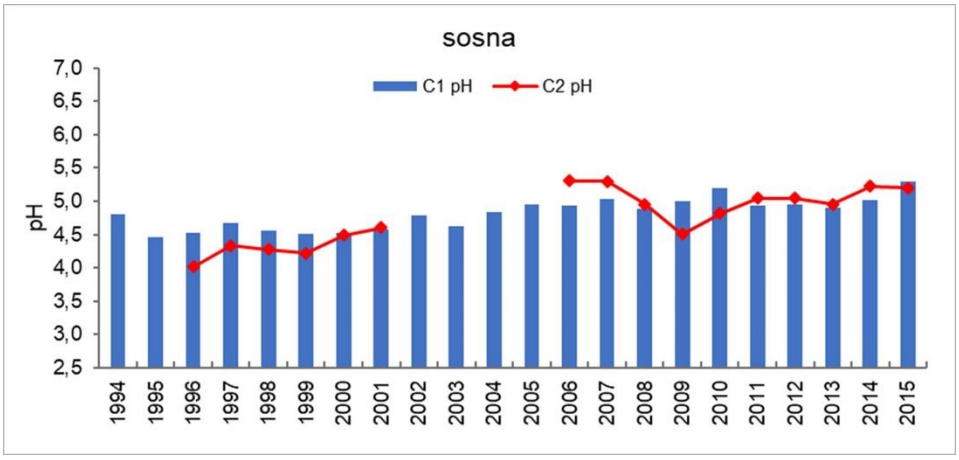
CHEMIZM OPADU PODKORONOWEGO

Wody opadowe w kontakcie z powierzchnią roślin zmieniają swoje właściwości fizykochemiczne. Jest to efektem procesów spłukiwania suchej depozycji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych osadzonych na roślinach oraz wymywania pierwiastków z igieł i liści (Grodzińska i in. 1996, Polkowska i in. 2005, Małek i in. 2008, Kozłowski i in. 2012). W okresie 1996-2015 średnia miesięczna ważona przewodność elektrolityczna właściwa ± odchylenie standardowe kształtowała się na poziomie 4,4±4,2 $mS \cdot m^{-1}$, przy wartościach skrajnych wynoszących od 1,8 do 34,2 $mS \cdot m^{-1}$. Poziom mineralizacji opadu podkoronowego był skorelowany z wysokością opadu. Największe wartości obserwowano w okresach suchych – maksimum (34,2 $mS \cdot m^{-1}$) odnotowano w listopadzie 2011, przy sumie opadu podkoronowego wynoszącej 1,1 mm. Porównując otrzymaną wartość przewodności z notowaną w opadzie bezpośrednim była ona ponad dwukrotnie większa, a uzyskane różnice okazały się statystycznie istotne (*Ryc. 3.2.13*). W składzie chemicznym opadu podkoronowego zaznacza się dominacja jonów amonowych (127 $\mu eq \cdot dm^{-3}$), wapniowych (81) oraz sodowych (66) w grupie kationów. W składzie anionów największym udziałem charakteryzują się jony siarczanowe (93 $\mu eq \cdot dm^{-3}$) oraz chlorkowe (91). Porównując sumę anionów i kationów zauważa się niedobór anionów związany z obecnością w opadzie anionów słabych kwasów organicznych. Pomimo starty wody w procesie intercepcji, średnia przepuszczalność drzewostanu w badanym okresie wyniosła 67%. Łączna depozycja jonów pod koronami drzew przekraczała wartości notowane na terenie otwartym. W latach 1996-2015 średnia roczna depozycja pod koronami wyniosła 59,6 $kg^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (dla siarczanów, azotanów i jonów amonowych uwzględniono formy pierwiastkowe) i była ona ponad dwukrotnie większa w porównaniu z depozycją na terenie otwartym. Największe wzbogacanie wód przenikających przez korony drzew odnotowano w przypadku potasu, chlorków oraz sodu i jonów amonowych. Dla potasu ładunek pod koronami drzew przekraczał ponad pięciokrotnie depozycję na terenie otwartym. Potas, magnez oraz wapń należą do tych pierwiastków, których obecność w opadzie podkoronowym jest efektem wymywania z igieł i liści (*canopy leaching*) (Likens, Borman 1995; Draaijers i in. 1997; Małek i in. 2008; Kozłowski i in. 2012). Udział

tego procesu w całkowitej depozycji tych pierwiastków pod koronami drzew w badanym drzewostanie określono na 74% dla potasu i 25% dla magnezu (Kruszyk 2013).



Ryc. 3.2.13. Wartości średnie roczne ważone dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni i opadzie podkoronowym w Stacji Bazowej w Storkowie



Ryc. 3.2.14. Wartości średnie roczne ważone pH w opadzie na otwartej przestrzeni i opadzie podkoronowym i w Stacji Bazowej w Storkowie

Analizując rozkłady ładunków poszczególnych pierwiastków w badanym okresie odnotowano wyraźne trendy malejące dla siarki siarczanowej oraz jonów wodorowych. W latach 1996-1999 średnie ważone pH wyniosło 4,20, stężenie siarczanów 8,51 mg·dm^{-3} oraz azotanów 2,63 mg·m^{-3}, natomiast w okresie 2010-2013 wartości te były równe: pH 4,95, SO_4^{2-} 1,92 mg·m^{-3} i NO_3 2,68 mg·m^{-3}.

W zlewni górnej Parsęty od połowy lat 90 obserwuje systematyczny spadek stężeń siarczanów w opadach atmosferycznych (Szpikowska 2012). Efektem redukcji stężeń dwutlenku siarki w atmosferze jest spadek kwasowości opadu podkoronowego w badanym drzewostanie (*Ryc. 3.2.14*). W całym okresie (1996-2015) średnie ważone miesięczne pH opadu podkoronowego wyniosło 4,57, przy wartościach skrajnych wynoszących 3,12 (styczeń 1996) i 6,98 (wrzesień 2006). Przy znaczącej redukcji stężeń siarczanów i porównywalnej zawartości azotanów zmienia się wskaźnik udziału czynników kwasogennych (NO_3^-/SO_4^{2-}). W okresie 1996-1999 dla opadu podkoronowego wskaźnik NO_3^-/SO_4^{2-} wyniósł 0,24, natomiast dla lat 2010-2013 był równy 1,10.

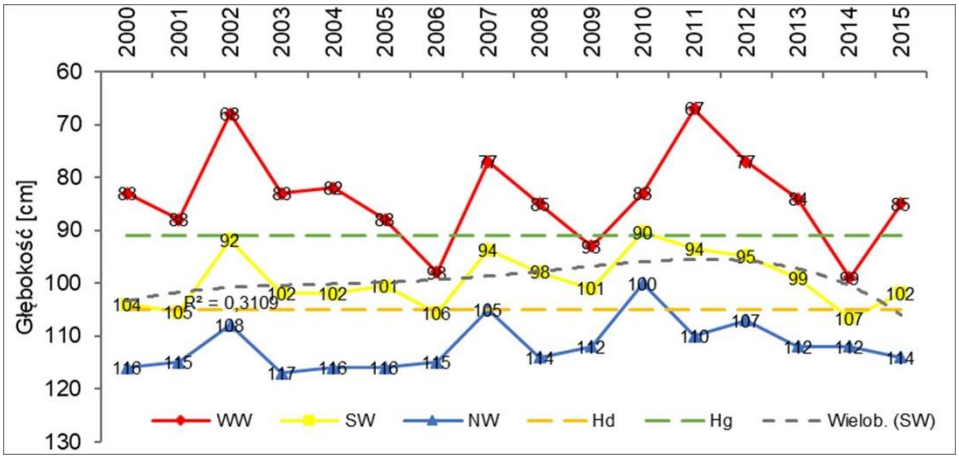
WODY PODZIEMNE

Program pomiarowy ZMŚP wody podziemne (F2) realizowano w oparciu o trzy punkty pomiarowe: piezometry (P4, P5, P6) w zlewni Chwalimskiego Potoku, stanowiącej podsystem zlewni Młyńskiego Potoku – dopływu Parsęty. Wody z wymienionych piezometrów reprezentują pierwszy poziom wodonośny. Piezometry umieszczone są w transekcie podłużnym zlewni od wododziału topograficznego do bazy drenażu.

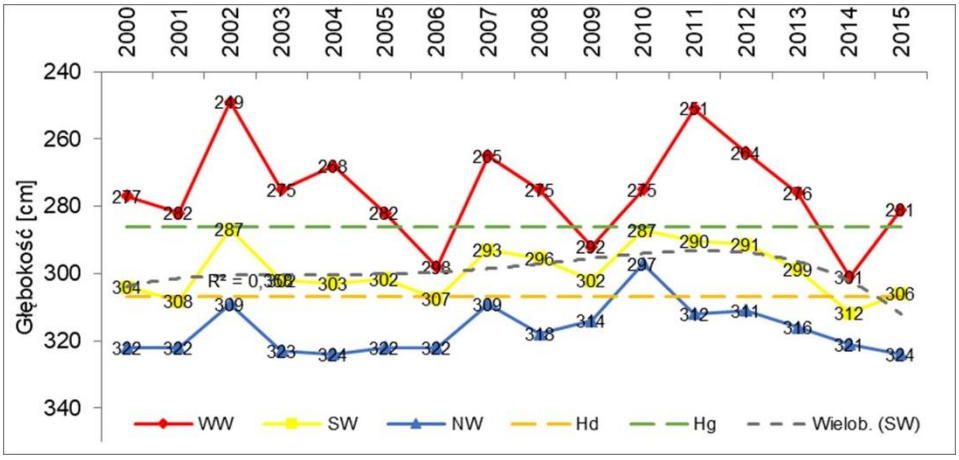
Pomiar poziomu wód podziemnych i pobór próbek wody jest zgodny z zasadami podawanymi przez „Monitoring osłonowy ujęć wód podziemnych – metody badań" (Kazimierski, Sadurski 1999), instrukcją zawartą w „ZMŚP - zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań" (Kostrzewski i in. 1995) oraz instrukcjami Kazimierskiego (2000, 2006).

Przebieg zmienności stanów wód podziemnych w zlewni Chwalimskiego Potoku uwarunkowany jest reżimem opadów i roztopów śnieżnych. Stany maksymalne zaznaczają się zazwyczaj wiosną, a minimalne – latem lub z końcem roku hydrologicznego. Nietypowym reżimem charakteryzowały się wody podziemne w latach 2001 i 2003, w których obserwowano nieroztopowe (sublimacyjne) zanikanie pokrywy śnieżnej. W efekcie w roku 2001 stany wód podziemnych osiągnęły słabo zarysowane maksimum dopiero w maju, z kolei w roku 2003 roczne maksima stanów przypadły dokładnie na początek roku i od tej pory zwierciadło wód podziemnych już tylko się obniżało. Należy podkreślić znaczenie obfitych opadów letnich, w wyniku których jest możliwe zasilanie zwierciadła wód podziemnych i wzrost poziomu nawet do wartości przekraczających wiosenne maksimum (jak w roku 2001).

W okresie badawczym zaznacza się, począwszy od roku 2010, systematyczny spadek stanów niskich, średnich i wysokich (*Ryc. 3.2.15*, *Ryc. 3.2.16*, *Ryc. 3.2.17*). Stany niskie w roku 2015 zbliżyły się lub wyrównały z wartościami minimalnymi z poprzedzającego wielolecia.



Ryc. 3.2.15. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości poziomu zwierciadła wody w piezometrze P4 na tle granicznych stref stanów w okresie 2000-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

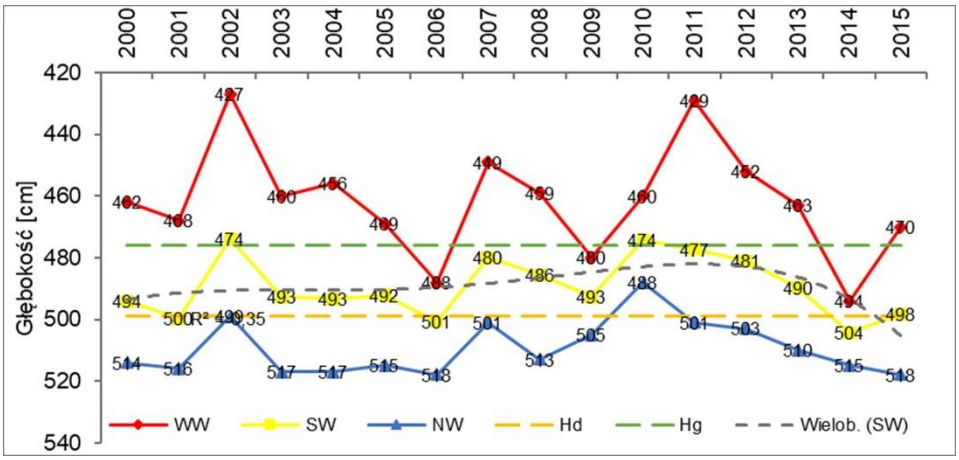


Ryc. 3.2.16. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości poziomu zwierciadła wody w piezometrze P5 na tle granicznych stref stanów w okresie 2000-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

Na podstawie wskaźnika zmian retencji (*Tab. 3.2.5*, *Tab. 3.2.6*, *Tab. 3.2.7*) można mówić o występowaniu lat ze spadkiem retencji w rytmie co 1, 2 lub 3 lata. Lata ze spadkiem retencji były oddzielane okresami ze wzrostem retencji i latami z retencją bez zmian. Od 2011 roku, ze względu na niedobory wód opadowych, naprzemiennie występowały lata ze spadkiem retencji i z retencją bez zmian, co oznacza ubożenie zasobów wód podziemnych w zlewni.

Wody podziemne I. poziomu wodonośnego w zlewni Chwalimskiego Potoku charakteryzuje wyraźna zależność od sezonowych i aktualnych warunków termicznych. Przy typowym przebiegu zmienności temperatury wody, daje się

zauważyć zależność amplitudy od głębokości zalegania zwierciadła wody gruntowej w poszczególnych punktach pomiarowych. W szesnastoleciu hydrologicznym 2000-2015 można zaobserwować powolny wzrost temperatury wód podziemnych.



Ryc. 3.2.17. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości poziomu zwierciadła wody w piezometrze P6 na tle granicznych stref stanów w okresie 2000-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

Dla wszystkich punktów pomiarowych na podstawie średnich rocznych stężeń składników określono typ hydrogeochemiczny wód podziemnych zgodnie z klasyfikacją Altowskiego-Szwieca (Macioszczyk, Dobrzyński 2007). W wieloleciu 2000-2015 wody reprezentowane przez piezometry P4, P5 i P6 wykazywały średni skład klasyfikujący je jako typ prosty wapniowo-wodoroweglanowo-siarczanowy albo wapniowo-wodorowęglanowy. W pojedynczych przypadkach pobranych próbek w typie hydrogeochemicznym występowały azotany.

Wody podziemne w zlewni Chwalimskiego Potoku wykazują wyraźne przestrzenne zróżnicowanie stężeń składników (Michalska 2001). Najwyższa mineralizacja charakteryzuje wody z piezometru P5 na zboczu, niższa – w strefie wododziałowej (P6) i najniższa - wody w obrębie dolnej części zbocza (P4). Prawidłowość ta może być kojarzona ze zróżnicowaniem warunków filtracji (Michalska 2001): pomiary metodą Paramex wykonane przez Marciniaka i Stelmacha (1992) wskazały, że w obrębie ujęcia P5 współczynnik filtracji jest prawie 2-krotnie niższy w porównaniu ze strefą wododziałową i podnóżem stoku.

W przypadku stężeń składników biogennych w wodach podziemnych zlewni trudno jednoznacznie określić trendy czasowe. Przebieg zmienności stężenia jonów azotanowych wskazuje na słaby wzrost w wodach reprezentowanych przez stanowisko na wododziale (P6) i u podnóża stoku (P4) oraz na słaby spadek w wodach podziemnych na zboczu (P5). Jony amonowe w wodach podziemnych

utrzymują się na niskim poziomie stężeń i tylko epizodycznie ich stężenia przyjmują wysokie wartości. W przypadku fosforu ogólnego, którego oznaczanie rozpoczęto w roku hydrologicznym 2011, w ujęciach wód podziemnych na zboczu (P5) i u podnóża stoku można mówić o spadku stężenia w czasie, natomiast w wodach podziemnych w części wododziałowej zaznacza się wzrost stężenia w czasie. W każdym z ujęć wód podziemnych monitorowanych w ramach ZMŚP w latach 2000-2015 oraz w wodach Chwalimskiego Potoku obserwuje się spadek zawartości siarczanów związany prawdopodobnie z malejącą dostawą atmosferyczną tych jonów (Szpikowska 2011).

Na podstawie średnich wartości parametrów fizykochemicznych badanych wód podziemnych w poszczególnych latach określono ich klasę monitoringową wg *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 roku* (*Tab. 3.2.8*). Stan wód w zlewni można określić jako dobry. Większość badanych parametrów mieściła się w klasie I, nieliczne w klasie II lub III. W dwóch przypadkach (piezometr P6 w roku 1996 i piezometr P5 w roku 2001) wody podziemne wykazały średnie stężenie jonów azotanowych wykraczające poza klasę III. Tym samym ich stan w danym okresie należy określić jako słaby.

Na jakość wód podziemnych w zlewni wpływają czynniki antropogeniczne. Stwierdzona na podstawie kartowania poziomu wód podziemnych w obrębie zlewni i jej okolic niezgodność powierzchniowego i podziemnego działu wodnego zlewni Chwalimskiego Potoku (Michalska 2003) wskazuje na filtrację poziomą wód podziemnych już od granic zlewni Młyńskiego Potoku (jednostka nadrzędna) w kierunku bazy drenażu – źródeł Chwalimskiego Potoku. Obszar zlewni podziemnej obejmuje część wsi Nowy Chwalim i pola uprawne. Naturalnie ukształtowany skład chemiczny wód podziemnych w zlewni może więc być modyfikowany przez dopływ zanieczyszczeń pochodzących zarówno ze ścieków z gospodarstw domowych (wieś nie jest skanalizowana), jak i ze stosowanych nawozów.

Tab. 3.2.5. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych (w cm p.p.t.) w poszczególnych punktach pomiarowych w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1995-2015 (punkt pomiarowy P6) i 1998-2015 (punkty pomiarowe P4 i P5)

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru		
	P4	P5	P6
Hd	105	307	499
Hg	91	286	476

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów

Tab. 3.2.6. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1998-2015

Punkty pomiarowe	Rok	R_M											
		XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
P4	1998	0,01	0,01	-0,01	0,01	0,01	0,04	-0,01	-0,03	-0,02	0,00	0,03	-0,01
	1999	0,02	-0,01	0,02	-0,01	0,03	-0,02	0,00	-0,02	-0,02	-0,02	-0,01	0,00
	2000	-0,01	0,03	0,00	0,01	0,01	-0,02	-0,02	-0,02	0,01	-0,01	0,00	0,01
	2001	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,01	0,05	-0,02
	2002	0,00	0,00	0,05	0,00	-0,01	-0,03	-0,02	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,04
	2003	0,00	-0,01	0,01	-0,01	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2004	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	-0,02	0,00	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,01
	2005	0,01	0,04	0,01	0,01	0,00	0,00	-0,02	-0,03	0,00	-0,02	-0,01	-0,01
	2006	0,00	0,02	0,02	0,00	-0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	0,00
	2007	0,00	0,01	0,03	0,03	-0,01	-0,02	-0,02	0,01	0,00	0,00	-0,01	0,01
	2008	0,00	0,01	-0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	-0,05	-0,01	-0,02	0,01	0,01
	2009	0,02	-0,01	-0,01	-0,02	0,01	0,01	-0,02	0,00	0,00	-0,02	0,02	0,02
	2010	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,03	0,00	-0,01	-0,01	-0,02	0,03	0,00	-0,02
	2011	0,02	-0,01	0,05	-0,03	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	0,02	-0,01	0,02	0,00
	2012	-0,01	0,03	0,03	0,01	-0,01	-0,01	-0,03	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2013	0,01	0,01	0,03	0,00	-0,01	-0,02	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2014	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	-0,01	-0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,01
	2015	-0,01	0,05	0,02	-0,01	-0,01	0,00	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01	0,00	0,00
P5	1998	0,01	0,01	-0,01	0,01	0,01	0,07	-0,02	-0,02	-0,03	-0,03	0,05	-0,01
	1999	0,02	-0,02	0,04	-0,02	0,05	-0,03	-0,01	-0,03	-0,03	-0,02	-0,01	0,00
	2000	-0,01	0,04	0,01	0,02	0,02	-0,03	-0,04	-0,02	0,00	-0,02	0,00	0,02
	2001	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,07	-0,03
	2002	0,00	0,00	0,07	0,00	-0,01	-0,04	-0,03	-0,02	-0,01	0,00	0,00	0,05
	2003	-0,01	-0,02	0,01	-0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2004	0,01	0,01	0,02	0,03	0,00	-0,02	0,01	0,00	-0,02	0,00	0,00	0,01
	2005	0,01	0,03	0,02	0,02	-0,01	0,01	-0,03	-0,03	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01
	2006	0,00	0,03	0,03	0,01	-0,02	0,02	-0,01	-0,01	-0,03	-0,03	0,03	0,00
	2007	0,00	0,01	0,05	0,05	-0,02	-0,03	-0,03	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,02
	2008	0,06	0,00	-0,02	0,01	0,00	0,03	0,00	-0,07	-0,03	0,00	-0,01	0,01
	2009	0,02	0,01	0,01	-0,02	0,01	0,01	-0,03	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	0,02
	2010	0,02	0,01	-0,01	-0,01	0,06	-0,01	-0,01	-0,02	-0,02	0,04	0,00	-0,02
	2011	0,04	-0,01	0,07	-0,04	-0,03	-0,03	-0,04	-0,02	0,01	0,01	0,01	0,00
	2012	-0,01	0,04	0,05	0,01	0,01	-0,04	-0,04	-0,01	-0,02	-0,02	0,00	0,01
	2013	0,01	0,02	0,03	0,01	-0,02	-0,02	-0,01	-0,02	-0,01	-0,02	0,00	0,01
	2014	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	-0,01	-0,02	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2015	-0,01	0,07	0,03	-0,02	-0,01	0,00	-0,02	-0,03	-0,02	-0,02	0,00	-0,01

Punkty pomiarowe	Rok	R_M											
		XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
P6	1998	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,03	0,07	-0,03	-0,02	-0,04	-0,03	0,05	-0,02
	1999	0,03	-0,02	0,05	-0,03	0,05	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	0,00
	2000	-0,01	0,04	0,02	0,02	0,02	-0,03	-0,04	-0,02	0,00	-0,01	-0,01	0,02
	2001	-0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,08	-0,03
	2002	0,00	-0,01	0,09	0,00	-0,02	-0,05	-0,03	-0,02	-0,01	0,01	-0,01	0,05
	2003	0,00	-0,02	0,00	-0,01	0,01	-0,02	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	0,01
	2004	0,01	0,01	0,01	0,03	-0,01	-0,03	0,01	0,00	-0,02	-0,01	-0,01	0,01
	2005	0,01	0,03	0,03	0,03	-0,02	0,02	-0,03	-0,04	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01
	2006	-0,01	0,03	0,03	0,00	-0,01	0,03	-0,01	-0,03	-0,02	-0,02	0,03	0,00
	2007	0,00	0,01	0,06	0,06	-0,03	-0,03	-0,03	-0,01	0,01	0,01	0,00	-0,03
	2008	0,01	0,04	-0,02	0,02	0,01	0,03	0,00	-0,08	-0,02	-0,03	0,01	0,01
	2009	0,03	0,01	0,01	-0,02	0,02	0,02	-0,04	-0,01	0,00	-0,02	0,02	0,02
	2010	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,07	-0,01	-0,01	-0,01	-0,03	0,05	0,00	-0,02
	2011	0,04	-0,02	0,09	-0,05	-0,02	-0,05	-0,05	-0,02	0,01	0,00	0,01	0,00
	2012	-0,02	0,04	0,07	0,01	-0,01	-0,03	-0,04	-0,01	-0,02	-0,02	-0,01	0,02
	2013	0,01	0,02	0,03	0,02	-0,03	-0,02	-0,01	-0,02	-0,01	-0,02	-0,01	0,01
	2014	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	-0,03	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	0,01
	2015	-0,01	0,07	0,04	-0,02	-0,02	0,00	-0,02	-0,03	-0,02	-0,02	0,00	-0,01

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.2.7. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1995-2015

Punkty pomiarowe	R_r										
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
P4	-	-	-	-	0,01	-0,04	0,00	0,04	0,02	-0,07	0,01
P5	-	-	-	-	0,03	-0,06	-0,01	0,06	0,02	-0,09	0,01
P6	-	0,05	0,06	-0,02	0,02	-0,07	0,00	0,07	0,01	-0,09	0,01
Punkty pomiarowe	R_r										
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
P4	-0,02	0,03	0,02	-0,03	-0,01	0,06	-0,03	-0,01	-0,02	0,00	-0,01
P5	-0,02	0,03	0,01	-0,02	0,00	0,07	-0,04	-0,01	-0,02	-0,01	-0,02
P6	-0,01	0,04	0,02	-0,04	0,01	0,08	-0,05	-0,01	-0,03	-0,01	-0,02

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.2.8. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej w Storkowie w okresie 1994-2015

Rok	Punkt pomiar.	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$										
1999	P4	7,71	28,0	45,56	4,46	2,80	2,96	0,43	113,90	8,67	23,35	16,60	0,42	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2000		7,80	23,4	40,28	3,56	2,27	2,19	0,39	102,60	3,78	21,25	13,67	0,16	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2001		7,93	28,4	48,99	4,06	2,45	2,40	0,37	115,89	5,11	25,72	21,13	0,03	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2002		7,86	26,5	43,38	4,05	2,26	2,25	0,49	106,64	5,08	22,55	18,15	0,11	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2003		7,94	24,5	39,55	4,08	1,96	2,24	0,46	104,56	3,95	18,23	14,79	0,01	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2004		7,96	27,2	51,65	4,36	2,47	2,49	0,41	121,37	4,77	24,26	21,51	0,01	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2005		7,70	33,0	56,63	3,54	2,58	2,40	0,48	133,38	5,77	27,69	27,72	0,02	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2006		7,60	26,7	46,92	3,82	2,29	2,07	0,42	115,87	4,44	19,07	20,44	0,05	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2007		7,74	33,7	64,79	4,86	2,93	2,89	0,31	156,27	6,22	28,69	28,28	0,09	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2008		7,65	18,2	30,46	2,82	1,30	2,18	0,73	81,10	3,42	9,15	10,23	0,16	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	III	I	I	I	II	I	
2009		7,38	21,1	38,00	3,24	1,76	2,16	0,65	98,85	3,93	12,24	15,71	0,04	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	III	I	I	I	II	I	
2010		7,78	23,7	40,90	3,56	2,08	2,17	0,46	102,02	4,25	14,50	17,48	0,03	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2011		8,04	21,8	35,47	3,34	1,83	1,99	0,50	94,97	3,38	11,61	14,04	0,04	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2012		7,59	26,0	47,60	4,04	2,48	2,21	0,53	123,81	3,79	14,32	18,53	0,42	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	III	I	I	I	II	I	
2013		8,09	26,8	48,75	4,20	2,50	2,17	0,41	132,20	3,65	14,13	21,43	0,02	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2014		7,99	32,5	57,92	4,82	2,72	2,48	0,37	151,32	5,10	18,44	30,39	0,03	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2015		7,96	30,5	56,77	4,79	2,70	2,60	0,42	144,28	5,31	14,82	33,66	0,11	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
1999	P5	7,55	40,7	68,70	6,82	5,04	3,16	0,07	159,66	11,56	37,60	28,85	0,09	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2000		7,68	51,5	85,63	8,72	6,69	3,43	0,08	186,24	12,56	51,04	43,91	0,13	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2001		7,73	50,6	89,27	9,66	5,52	3,23	0,12	192,06	12,01	61,67	55,67	0,02	słaby
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	II	IV	I	
2002		7,80	45,6	80,51	8,12	4,88	3,10	0,13	182,82	9,66	55,69	36,31	0,02	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2003		7,87	43,4	68,48	8,11	4,32	3,68	0,14	161,31	7,99	46,88	38,45	0,02	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	

Rok	Punkt pomiar.	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$										
2004	P5	7,83	48,6	82,85	9,13	5,00	3,53	0,14	176,09	9,51	59,69	45,98	0,02	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2005		7,63	47,6	84,63	8,29	4,41	3,58	0,18	190,50	8,58	51,59	44,22	0,07	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2006		7,63	46,5	82,32	8,64	4,85	3,95	0,18	191,87	7,95	52,00	40,90	0,16	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2007		7,61	43,7	81,16	7,41	4,53	3,95	0,26	196,17	8,00	42,74	38,63	0,16	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2008		7,65	42,9	75,47	7,64	4,20	4,51	0,25	189,46	8,80	38,98	42,12	0,11	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2009		7,24	41,1	71,44	7,90	4,58	4,35	0,36	180,46	8,06	39,91	34,83	0,39	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2010		7,61	46,9	80,90	8,13	4,96	4,09	0,13	195,50	7,54	43,74	38,62	0,03	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2011		7,81	38,4	59,26	5,83	4,26	4,39	0,35	150,38	5,98	33,65	23,88	0,19	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2012		7,83	40,6	73,40	6,70	5,65	4,37	0,21	186,55	6,48	31,53	34,88	0,09	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2013		7,97	43,1	76,39	6,81	5,48	4,60	0,20	201,15	6,94	30,05	42,68	0,03	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	III	I	
2014		7,84	46,6	81,55	7,53	5,39	4,77	0,11	214,22	7,98	33,33	38,47	0,05	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	III	I	
2015		7,79	45,7	83,46	7,99	5,45	4,68	0,24	222,99	7,45	30,51	42,08	0,17	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	III	I	
1994	P6	7,87	51,8	82,20	7,50	5,30	2,30	-	160,20	19,50	61,30	-	-	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	-	I	I	II	-	-	
1995		7,96	40,7	60,25	5,46	3,31	2,04	0,31	114,00	13,77	36,04	-	0,46	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	-	I	
1996		7,57	56,6	76,25	6,98	5,53	2,30	0,22	149,10	17,25	43,84	54,75	0,13	słaby
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	IV	I	
1997		7,45	40,7	69,03	6,38	4,30	1,60	0,31	138,45	14,25	45,75	35,01	0,21	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
1998		7,36	35,4	58,43	5,49	3,88	2,31	0,22	135,75	11,60	35,44	23,76	0,07	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
1999		7,64	22,6	38,98	3,65	2,18	1,88	0,24	93,81	7,60	23,91	13,14	0,14	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2000		7,76	28,8	49,20	4,31	2,57	2,10	0,22	112,98	5,29	27,27	20,51	0,15	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2001		7,52	37,3	64,58	6,34	3,30	2,90	0,19	136,68	8,72	44,76	35,69	0,03	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2002		7,78	26,8	43,47	4,40	2,31	1,85	0,29	104,48	4,94	26,27	18,43	0,04	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2003		7,62	22,8	33,95	3,79	1,75	2,00	0,27	80,60	4,18	19,37	17,65	0,03	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2004		7,78	25,2	44,97	4,25	2,17	2,19	0,27	103,88	4,97	23,07	20,87	0,02	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2005		7,60	24,0	41,34	2,87	1,84	2,18	0,34	93,78	5,22	20,14	20,08	0,02	dobry

Rok	Punkt pomiar.	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$										
klasa	P6	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2006		7,67	31,3	55,80	4,43	2,80	2,52	0,26	134,58	6,22	24,53	27,67	0,04	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2007		7,72	26,3	49,96	3,78	2,18	2,37	0,30	118,13	5,77	18,65	23,09	0,07	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2008		7,65	21,1	36,44	3,70	1,54	2,28	0,28	86,90	5,05	15,16	18,53	0,14	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2009		7,17	27,5	47,44	4,56	2,25	2,65	0,34	114,94	6,37	20,17	27,28	0,04	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2010		7,54	23,8	39,76	4,35	2,00	2,67	0,25	90,31	5,63	18,15	22,84	0,16	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2011		7,74	17,1	26,20	3,09	1,34	1,89	0,31	66,34	3,11	10,11	13,37	0,05	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2012		7,70	22,4	40,30	3,89	2,15	2,35	0,28	97,07	4,15	14,81	19,59	0,01	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2013		7,84	28,1	48,83	4,68	2,75	2,77	0,24	131,03	5,13	17,45	22,48	0,07	dobry
klasa		I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	II	I	
2014		7,78	38,3	67,03	6,75	3,54	3,34	0,25	173,85	6,48	26,34	34,38	0,05	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	
2015		7,79	36,9	67,04	6,15	3,72	3,34	0,35	168,46	5,83	22,35	43,66	0,10	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	III	I	

WODY POWIERZCHNIOWE – RZEKI

Górna Parsęta charakteryzuje się zasilaniem gruntowo-deszczowo-śnieżnym i wiosennym okresem wezbraniowym (Dynowska 1971). Reżim hydrologiczny wpływa na stabilne i wyrównane w ciągu roku przepływy. Dla górnej Parsęty średnie natężenie przepływu z okresu 1994-2015 wynosi 0,61 $m^3 \cdot s^{-1}$. Wyższe przepływy przypadają na półrocze zimowe roku hydrologicznego i wynoszą średnio w wieloleciu 0,77 $m^3 \cdot s^{-1}$, natomiast w półroczu letnim 0,46 $m^3 \cdot s^{-1}$. Hydrogram przepływu oparty na średnich przepływach dobowych z wielolecia 1994-2015 wskazuje, że od 1 listopada do 26 kwietnia przepływy przekraczają wartość średnią (0,61 $m^3 \cdot s^{-1}$), od 27 kwietnia do 27 października obniżają się poniżej tej wartości i od 28 października ponownie przekraczają wartość średnią. Maksimum przepływu (około 1 $m^3 \cdot s^{-1}$) przypada zwykle na okres od 24 lutego do końca marca, natomiast najgłębsze letnie niżówki (średnio około 0,4 $m^3 \cdot s^{-1}$) przypadają od połowy czerwca do połowy sierpnia. Maksymalne przepływy są związane z wezbraniami roztopowo-opadowymi. Średnio przez pół roku (letnie półrocze hydrologiczne) dominuje zasilanie gruntowe.

Przepływy charakterystyczne I stopnia (*Tab. 3.2.9*) ukazują indywidualność hydrograficzną poszczególnych lat w okresie 1994-2015. Najniższe przepływy (NQ) wystąpiły w roku 1994 (0,08 $m^3 \cdot s^{-1}$), w roku 2015 (0,11 $m^3 \cdot s^{-1}$) i w roku 1996 (0,12 $m^3 \cdot s^{-1}$). Najwyższe przepływy (WQ) przypadały na lata: 2012

(3,74 $m^3 \cdot s^{-1}$), 1996 (3,36 $m^3 \cdot s^{-1}$) i 1999 (3,34 $m^3 \cdot s^{-1}$). Największe różnice pomiędzy najwyższym i najniższym przepływem charakterystycznym przypadały na rok 2012 (3,53 $m^3 \cdot s^{-1}$), 1996 (3,24 $m^3 \cdot s^{-1}$) i 2002 (3,09 $m^3 \cdot s^{-1}$), zatem w dwóch przypadkach wystąpiły w latach o najwyższych przepływach (WQ). Najmniejsze różnice pomiędzy najwyższym i najniższym przepływem charakterystycznym przypadały na rok 2014 (1,07 $m^3 \cdot s^{-1}$), 2001 (1,08 $m^3 \cdot s^{-1}$) i 2006 (1,30 $m^3 \cdot s^{-1}$). Lata o największych różnicach pomiędzy najwyższym i najniższym przepływem charakterystycznym w dużym stopniu pokrywały się z latami o największej amplitudzie względnej przepływów. Tak było w roku 1996 i 2012, natomiast w roku 2005, o wysokiej wartości amplitudy względnej (5,33) zadecydowała nie tylko różnica pomiędzy przepływem najwyższym i najniższym, lecz również dość niska średnioroczna wartość przepływu (0,51 $m^3 \cdot s^{-1}$). Przepływy średnie były wyższe od średniej wartości wieloletniej przepływu (*Tab. 3.2.8*, *Ryc. 3.2.18*) w 12 latach charakteryzowanego wielolecia (1994, 1995, 1997, 1998, 1999, 2000, 2002, 2007, 2008, 2011, 2012, 2013). Niższe przepływy średnie od przepływu charakterystycznego SSQ wystąpiły w 10 latach (1996, 2001, 2003, 2004, 2005, 2006, 2009, 2010, 2014, 2015). Sekwencje występowania takich przepływów nie są jednolite. Można jedynie wskazać na serię wysokich przepływów w latach 1997-2000 i serię przepływów niskich w okresie 2003-2006. Zachodzi ścisły związek pomiędzy wielkością opadów atmosferycznych a odpływem ze zlewni (*Ryc. 3.2.18*). Z reguły związek ten ma charakter długookresowy i również lata poprzedzające poprzez sumę opadów wpływają na aktualną wielkość odpływu ze zlewni. W latach 2011-13 pomimo systematycznego zmniejszania się z roku na rok sumy opadów wzrastał współczynnik odpływu ze zlewni, co prawdopodobnie miało związek z dużą ilością opadów w latach 2007-10, zatrzymaniem wód w zlewni w formie retencji podziemnej i stosunkowo wysokim odpływem bazowym w kolejnych latach. Wskazuje to na pewną bezwładność procesu obiegu wody w zlewni górnej Parsęty pozwalająca zachować stabilność geoekosystemu zlewni, uwarunkowaną np. występowaniem mokradeł, obszarów podmokłych i torfowiskowych, z dużym udziałem lasów w strukturze użytkowania ziemi, znaczną ilością obszarów bezodpływowych powierzchniowo. Są to uwarunkowania wpływające na spowolnienie obiegu wody i zwiększenie retencji wód podziemnych.

Wieloletni, uśredniony obraz obiegu wody w zlewni górnej Parsęty charakteryzuje wielkość średnich miesięcznych wartości opadów atmosferycznych, warstwy odpływu wody, wskaźnika odpływu i odpływu jednostkowego (*Tab. 3.2.9*). Najwyższy odpływ wody ze zlewni przypada na marzec i wynosi średnio 32,9 mm. Ponadto wysokie odpływy występują w styczniu (29,5 mm) oraz w lutym (27,9 mm). Najniższe odpływy wody ze zlewni górnej Parsęty mają miejsce średnio w czerwcu (14,0 mm), w lipcu (14,9 mm) oraz w sierpniu (13,7 mm). Występuje charakterystyczna przewaga

odpływu w półroczu zimowym (163,9 mm, 63% odpływu rocznego) nad odpływem w półroczu letnim. (98,1 mm, 37% rocznego odpływu). Odwrotnie jest w przypadku reżimu opadów atmosferycznych: suma opadów półrocza zimowego (289,7 mm, 41% opadów rocznych) jest zdecydowanie mniejsza od opadów w półroczu letnim (407,7 mm, 59% sumy rocznej sumy) (*Ryc. 3.2.18*). Sytuacja taka jest odzwierciedleniem bilansu wodnego zlewni, w którym po stronie rozchodu wody znajduje się poza odpływem ze zlewni również parowanie. Wartości parowania wskaźnikowego obliczone wzorem Baca (Bac i in. 1998) dla zlewni górnej Parsęty wynoszą średnio dla półrocza zimowego 115,2 mm, natomiast dla półrocza letniego 314,7 mm. Zatem gromadzenie i odbudowa zasobów wodnych zlewni dokonuje się generalnie podczas półrocza zimowego, natomiast z powodu dużego parowania nawet wysokie opady w półroczu letnim w małym stopniu, przyczyniają się do zwiększenia retencji zlewni.

Tab. 3.2.9. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Parsęta Storkowo w latach 1994-2015

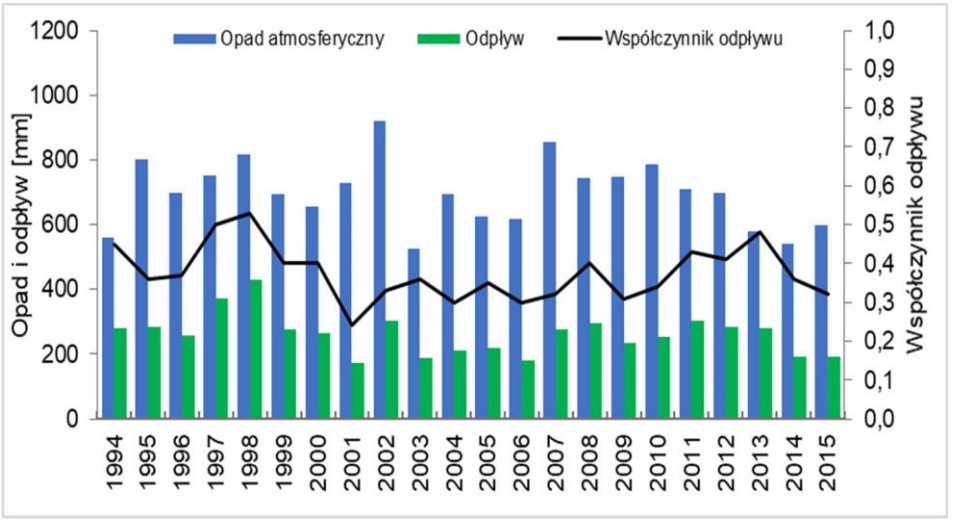
Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 1994-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
1994	0,08	0,66	2,53	3,73
1995	0,21	0,67	1,96	2,62
1996	0,12	0,60	3,36	5,41
1997	0,42	0,88	2,17	2,00
1998	0,36	1,01	2,75	2,38
1999	0,30	0,65	3,31	4,63
2000	0,25	0,62	2,33	3,35
2001	0,20	0,41	1,28	2,65
2002	0,25	0,71	3,34	4,37
2003	0,20	0,44	1,56	3,06
2004	0,19	0,49	2,28	4,24
2005	0,19	0,51	2,93	5,33
2006	0,17	0,42	1,47	3,07
2007	0,30	0,65	2,20	2,93
2008	0,24	0,69	1,83	2,31
2009	0,25	0,55	1,79	2,78
2010	0,25	0,59	2,11	3,15
2011	0,27	0,71	3,18	4,10
2012	0,21	0,66	3,74	5,32
2013	0,26	0,66	2,28	3,06
2014	0,17	0,45	1,24	2,36
2015	0,11	0,45	2,22	4,70

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.2.10. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Parsęta Storkowo w latach 1994-2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (1994-2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,08	SNQ	0,23	WNQ	0,42
NSQ	0,41	SSQ	0,61	WSQ	1,01
NWQ	1,24	SWQ	2,36	WWQ	3,74

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne



Ryc. 3.2.18. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 1994-2015 w górnej Parsęty w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

Z odpływem wody ze zlewni pozostaje w bezpośredniej relacji wartość odpływu jednostkowego. Jego największe wartości w przypadku zlewni górnej Parsęty przypadają na marzec (12,2 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$), luty (11,4 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) i styczeń (11,0 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$). Najmniejsze wartości odpływu jednostkowego występują w czerwcu (5,4 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$), lipcu (5,6 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) i sierpniu (5,1 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$).

Wody Parsęty w wieloleciu hydrologicznym 1994-2015 wykazują średnio, wg klasyfikacji Altowskiego i Szwieca (Macioszczyk, Dobrzyński 2007), typ hydrogeochemiczny prosty wapniowo-wodorowęglanowy (*Tab. 3.2.10*). W pierwszych dziewięciu latach obserwacji typ hydrogeochemiczny uwzględniał również jony siarczanowe. W kolejnych latach (2003-2015) stężenia siarczanów w wodach Parsęty obniżyły się i typ Ca^{2+}-HCO_3^--SO_4^{2+} wystąpił jeszcze tylko w roku 2007 i 2015, natomiast w pozostałych latach wody wykazywały typ Ca^{2+}-HCO_3^-, co najprawdopodobniej jest rezultatem poprawy jakości wód

opadowych. Skład wód rzecznych w latach 1994-2015 wyrażony w meq·dm^{-3} na podstawie wartości średnich arytmetycznych stężeń składników jonowych przedstawiają szeregi:

- aniony: HCO_3^- (3,14) > SO_4^{2-} (0,73) > Cl^- (0,28) > NO_3^- (0,13)
- kationy: Ca^{2+} (3,59) > Mg^{2+} (0,44) > Na^+ (0,25) > K^+ (0,06).

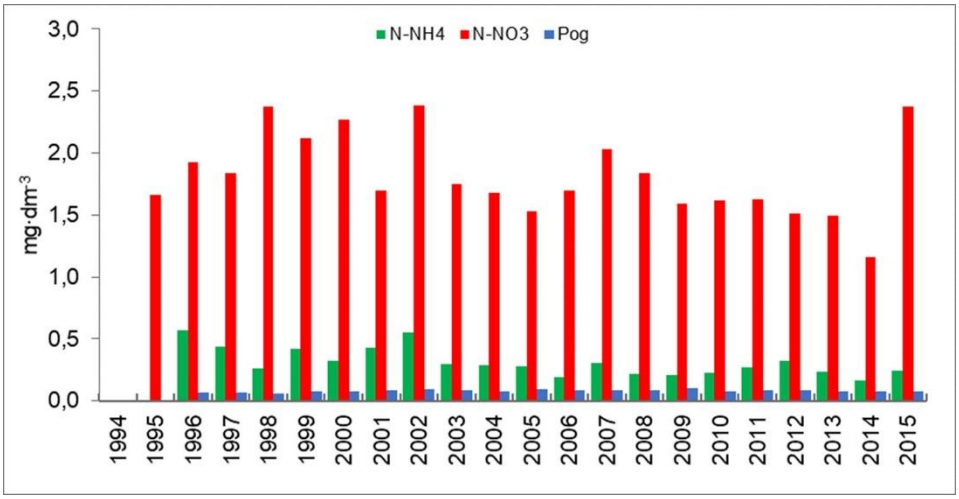
Wyniki codziennych pomiarów przewodności elektrolitycznej właściwej w próbkach wód Parsęty pozwalają zaliczyć te wody do średniozmineralizowanych. W wieloleciu średnia ważona wartość przewodności elektrolitycznej wód Parsęty wyniosła 37,9 mS·m^{-1}, przy zmienności średnich wartości rocznych 33,9-45,6 mS·m^{-1}.

Tab. 3.2.11. Średnie w wieloleciu 1994–2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu oraz średnie wartości współczynnika odpływu i odpływu jednostkowego w zlewni górnej Parsęty

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[dm^3·s^{-1}·km^{-2}]
XI	48,2	22,7	0,90	8,8
XII	61,0	24,9	0,57	9,3
I	55,4	29,5	0,70	11,0
II	41,4	27,5	0,95	11,4
III	48,6	32,9	0,77	12,2
IV	35,1	26,4	0,99	10,2
V	62,6	19,5	0,41	7,2
VI	75,0	14,0	0,20	5,4
VII	81,9	14,9	0,26	5,6
VIII	77,6	13,7	0,26	5,1
IX	62,1	15,8	0,26	6,1
X	48,5	20,2	0,57	7,6
Półrocze zimowe	289,7	163,9	0,81	10,5
Półrocze letnie	407,7	98,1	0,33	6,2
Rok hydrologiczny	697,4	262,0	0,57	8,3

W ciągu roku stężenia poszczególnych jonów w wodach Parsęty zmieniają się w zależności od mechanizmu i czasu obiegu wody oraz od rodzaju źródła dostawy materiału. W okresach niskich przepływów, wzrastają stężenia jonów wodorowęglanowych, chlorkowych, siarczanowych, wapnia, magnezu i sodu. Dostawa tych jonów wiąże się z zasilaniem rzeki wodami gruntowymi o długim czasie krążenia. Z kolei w okresach wezbrań o charakterze opadowym lub roztopowym stężenia tych składników obniżają się w wyniku rozcieńczenia wód rzecznych słabo zmineralizowaną wodą opadową. Wyraźnie odmienny jest przebieg zmienności w czasie stężeń jonów włączanych w obieg biologiczny,

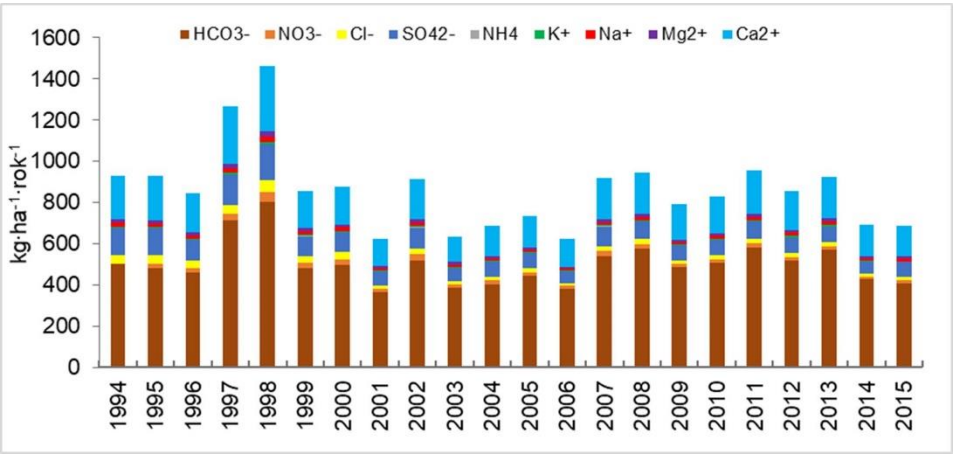
takich jak azotany, jony amonowe i potas. Stężenia tych składników są wysokie w półroczu zimnym i spadają w półroczu ciepłym. Wyjątkiem wśród biogenów są jony fosforanowe, których stężenia wykazują niskie wartości w półroczu zimnym i wysokie w ciepłym. Analogicznym przebiegiem zmienności w czasie charakteryzuje się również fosfor ogólny. W wieloleciu hydrologicznym 1994-2015 obserwowano w miarę wyrównany poziom rocznych stężeń głównych składników jonowych wód Parsęty (*Tab. 3.2.12*). W przypadku siarczanów, azotanów i jonów amonowych zaznacza się z kolei tendencja spadkowa stężeń (*Tab. 3.2.12*, *Ryc. 3.2.19*); trendy wyznaczone za pomocą funkcji liniowej charakteryzują się współczynnikami determinacji wynoszącymi odpowiednio dla zmienności czasowej stężeń siarczanów - 0,64, jonów amonowych - 0,49 i azotanów - 0,23. Spadki stężeń niektórych składników w wodach rzecznych mogą być efektem podobnych tendencji w chemizmie opadów atmosferycznych, ale również ograniczenia nawożenia na obszarach rolniczych.



Ryc. 3.2.19. Rozkład stężeń biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) w wodach rzecznych w zlewni górnej Parsęty w okresie 1995-2015

W przypadku wszystkich składników jonowych wód zaznacza się zależność wielkości ich ładunku od wielkości przepływu. Prawidłowością jest występowanie wysokich ładunków w półroczu zimnym, kiedy odpływ wód ze zlewni jest wysoki oraz ładunków niewielkich w okresie niskich przepływów półrocza ciepłego. Średnioroczny ładunek składników rozpuszczonych odprowadzanych ze zlewni górnej Parsęty dla wielolecia 1994-2015 wyniósł 864,1 kg·ha^{-1}, a ładunek materiału zawieszonego 31,4 kg·ha^{-1}. Przebieg zmienności ładunków materiału rozpuszczonego odprowadzanego wodami Parsęty jest wyrównany (*Ryc. 3.2.20*). Wartości roczne mieściły się w zakresie 623-957 kg·ha^{-1}, jedynie w latach charakteryzujących się wysokimi odpływami,

były znacząco wyższe: w roku 1997-1267 kg·ha^{-1}, w roku 1998-1462 kg·ha^{-1}. W przebiegu zmienności czasowej ładunku poszczególnych składników jonowych zauważa się tendencje spadkowe w przypadku jonów siarczanowych, amonowych i azotanowych (*Tab. 3.2.13*).



Ryc. 3.2.20. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni górnej Parsęty w okresie 1994-2015

EROZJA WODNA GLEB – PROGRAM SPECJALISTYCZNY STACJI

Stacja Geoekologiczna w Storkowie prowadzi pomiary erozji wodnej gleb w zlewni Chwalimskiego Potoku w ramach programu specjalistycznego. Badania realizowano na 5 powierzchniach testowych o różnym użytkowaniu, z których cztery mają 42 m długości i 4 m szerokości, a piąte jest o tej samej długości, ale o szerokości równej 7 metrów. Powierzchnie zostały założone na stoku o ekspozycji południowo-wschodniej, o nachyleniu ok. 4°. Wszystkie powierzchnie zakończone są chwytaczami wzorowanymi na urządzeniach Seilera (Seiler 1980), zmodyfikowanymi przez Klimczaka (1993)

Wielkość spłukiwania obliczano metodą wagową poprzez określenie koncentracji zawiesiny w pobranej bezpośrednio z chwytacza próbce wody. Miesięczne dane dla pełnego okresu pomiarowego dla lat 1994-2015 uzyskano tylko z powierzchni z utrzymywanym czarnym ugorem. Zamontowanie w roku elektronicznego pluwiografu umożliwiło obliczanie natężenia opadów, niezbędnego do obliczenia energii kinetycznej opadu (Brown, Foster 1987) i wskaźnika erozyjności opadów EI30 (Wischmeier, Smith 1978).

Tab. 3.2.12. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni górnej Parsęty w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]													-	[µg·dm^{-3}]			[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]		[°C]
1994	177,91	15,75	47,18	-	-	-	-	15,89	6,95	2,51	5,09	75,77	12,04	7,62	0,024	-	-	40,3	-	-	6,8
1995	168,26	15,21	45,57	1,66	7,35	-	-	15,16	6,12	2,27	5,44	75,85	-	8,11	0,008	-	-	45,6	-	-	7,4
1996	178,73	12,91	38,68	1,93	8,54	0,58	0,75	15,28	6,03	2,47	5,43	75,19	-	7,91	0,012	70	-	40,7	11,31	3,42	6,7
1997	190,64	12,96	38,83	1,84	8,15	0,44	0,57	12,29	6,19	2,07	5,06	75,09	-	8,03	0,009	66	-		11,56	2,95	6,9
1998	187,30	13,58	40,68	2,38	10,54	0,26	0,33	13,68	6,15	2,41	6,28	73,81	-	7,99	0,010	61	-	36,1	11,75	3,44	7,6
1999	173,16	11,96	35,84	2,07	9,15	0,40	0,51	11,16	5,56	2,40	5,19	64,94	-	7,91	0,012	79	-		11,84	3,37	7,5
2000	188,32	12,14	36,37	2,27	10,05	0,32	0,41	13,30	6,13	2,32	5,77	69,89	-	7,98	0,010	76	-	35,6	10,71	3,01	7,9
2001	210,56	13,72	41,10	1,69	7,48	0,43	0,55	9,10	6,32	2,37	5,62	76,89	-	8,08	0,008	85	-	37,6	10,16	7,98	8,0
2002	172,25	11,32	33,91	2,38	10,54	0,55	0,71	8,16	5,48	2,04	4,88	65,66	-	7,98	0,010	95	-	33,9	10,57	2,85	6,0
2003	204,34	11,22	33,61	1,75	7,75	0,30	0,39	8,12	6,02	2,34	9,14	64,54	-	8,05	0,009	85	-	34,8	10,42	2,74	7,7
2004	190,80	11,34	33,97	2,00	8,85	0,29	0,37	8,16	5,75	2,21	6,03	69,84	-	8,02	0,010	80	-	36,7	9,42	2,57	8,3
2005	203,12	11,25	33,70	1,67	7,39	0,28	0,36	7,56	4,98	2,23	4,42	71,92	8,46	7,95	0,011	94	-	34,2	10,09	1,99	6,1
2006	212,26	10,49	31,43	1,43	6,33	0,19	0,24	7,41	5,80	2,15	4,78	75,52	11,24	8,05	0,009	83	-	40,9	9,77	2,14	7,7
2007	195,74	11,87	35,56	2,03	8,99	0,30	0,39	8,07	5,28	2,21	4,23	73,67	10,81	7,99	0,010	87	-	39,7	8,82	2,03	8,9
2008	195,29	9,65	28,91	1,82	8,06	0,21	0,27	7,86	5,57	2,22	4,14	68,78	9,47	7,91	0,012	83	-	36,4	10,70	2,85	8,1
2009	205,75	10,20	30,56	1,56	6,91	0,16	0,21	7,66	5,84	2,21	4,70	73,88	13,19	7,65	0,022	104	-	38,9	10,17	2,59	8,0
2010	201,62	9,64	28,88	1,59	7,04	0,23	0,30	7,42	5,77	2,31	5,35	70,60	10,90	7,87	0,013	78	-	36,0	9,96	2,39	7,5
2011	191,31	8,97	26,87	1,60	7,08	0,26	0,33	7,23	5,48	2,21	5,13	69,97	13,85	8,05	0,009	83	-	37,7	10,16	2,08	7,9
2012	182,21	8,75	26,21	1,51	6,68	0,32	0,41	7,28	5,30	2,43	5,12	66,25	17,01	8,05	0,009	87	-	35,8	10,02	2,72	8,0
2013	202,15	8,92	26,72	1,49	6,60	0,23	0,30	7,32	5,56	2,19	5,71	71,50	13,67	8,09	0,008	73	-	38,5	10,70	2,75	7,9
2014	220,47	10,14	30,38	1,19	5,27	0,16	0,21	7,60	6,40	2,13	6,55	76,99	10,96	8,07	0,009	79	-	39,7	9,63	1,93	8,7
2015	211,75	12,60	37,75	2,13	9,43	0,23	0,30	7,66	6,08	2,16	5,82	78,97	20,11	8,06	0,009	77	-	41,0	10,26	2,68	8,3
1994-2015	191,90	11,64	34,88	1,84	8,15	0,31	0,40	10,00	5,85	2,27	5,40	71,93	12,61	7,95	0,011	80	-	37,9	10,51	2,89	7,6

Tab. 3.2.13. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni górnej Parsęty w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	SUS	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]																[mm]
1994	499,2	44,2	132,4	-	-	-	-	44,6	19,5	7,0	14,3	212,6	0,00007	-	-	33,8	280,6
1995	479,7	43,4	129,9	4,7	21,0	-	-	43,2	17,4	6,5	15,5	216,2	0,00002	-	-	-	285,1
1996	457,4	33,0	99,0	4,9	21,9	1,5	1,9	39,1	15,4	6,3	13,9	192,4	0,00003	0,18	-	-	255,9
1997	713,0	48,5	145,2	6,9	30,5	1,6	2,1	46,0	23,2	7,7	18,9	280,8	0,00003	0,25	-	-	374,0
1998	802,6	58,2	174,3	10,2	45,1	1,1	1,4	58,6	26,4	10,3	26,9	316,3	0,00004	0,26	-	-	428,5
1999	480,0	33,2	99,4	5,7	25,4	1,1	1,4	30,9	15,4	6,7	14,4	180,0	0,00003	0,21	-	-	277,2
2000	497,5	32,1	96,1	6,0	26,5	0,8	1,1	35,1	16,2	6,1	15,2	184,6	0,00003	0,20	-	-	264,2
2001	365,7	23,8	71,4	2,9	13,0	0,7	1,0	15,8	11,0	4,1	9,8	133,6	0,00001	0,15	-	-	173,7
2002	518,8	34,1	102,1	7,2	31,7	1,7	2,1	24,6	16,5	6,1	14,7	197,8	0,00003	0,28	-	-	301,2
2003	386,2	21,2	63,5	3,3	14,6	0,6	0,7	15,3	11,4	4,4	17,3	122,0	0,00002	0,16	-	-	189,0
2004	402,4	23,9	71,6	4,2	18,7	0,6	0,8	17,2	12,1	4,7	12,7	147,3	0,00002	0,17	-	-	210,9
2005	445,4	24,7	73,9	3,7	16,2	0,6	0,8	16,6	10,9	4,9	9,7	157,7	0,00002	0,21	-	18,6	219,3
2006	382,5	18,9	56,6	2,6	11,4	0,3	0,4	13,4	10,5	3,9	8,6	136,1	0,00002	0,15	-	20,3	180,2
2007	538,5	32,7	97,8	5,6	24,7	0,8	1,1	22,2	14,5	6,1	11,6	202,7	0,00003	0,24	-	29,7	275,1
2008	574,7	28,4	85,1	5,4	23,7	0,6	0,8	23,1	16,4	6,5	12,2	202,4	0,00004	0,24	-	27,9	294,3
2009	483,7	24,0	71,8	3,7	16,2	0,4	0,5	18,0	13,7	5,2	11,0	173,7	0,00005	0,24	-	31,0	235,1
2010	507,5	24,3	72,7	4,0	17,7	0,6	0,7	18,7	14,5	5,8	13,5	177,7	0,00003	0,20	-	27,4	251,7
2011	580,2	27,2	81,5	4,9	21,5	0,8	1,0	21,9	16,6	6,7	15,6	212,2	0,00003	0,25	-	42,0	303,3
2012	515,7	24,8	74,2	4,3	18,9	0,9	1,2	20,6	15,0	6,9	14,5	187,5	0,00003	0,25	-	48,1	283,0
2013	568,4	25,1	75,1	4,2	18,5	0,6	0,8	20,6	15,6	6,2	16,1	201,1	0,00002	0,21	-	38,4	281,2
2014	427,1	19,6	58,8	2,3	10,2	0,3	0,4	14,7	12,4	4,1	12,7	149,1	0,00002	0,15	-	21,2	193,7
2015	405,3	24,1	72,2	4,1	18,0	0,4	0,6	14,7	11,6	4,1	11,1	151,1	0,00002	0,15	-	38,5	191,4
1994 -2015	501,4	30,4	91,1	4,8	21,2	0,8	1,0	26,1	15,3	5,9	14,1	188,0	0,00003	0,21	-	31,4	261,3

Średni roczny zmyw gleby na tej powierzchni wynosił 0,65 kg·m^{-2}·a^{-1}. Najmniejsze roczne wielkości spłukiwania zanotowano w latach 2012 (0,07 kg·m^{-2}·a^{-1}), 2008 (0,14 kg·m^{-2}·a^{-1}) i 1996 (0,18 kg·m^{-2}·a^{-1}), natomiast największe, przekraczające 1 kg·m^{-2}·a^{-1}, zanotowano w latach 2010 (1,08 kg·m^{-2}·a^{-1}), 2006 (1,77 kg·m^{-2}·a^{-1}) i 2002 (4,47 kg·m^{-2}·a^{-1}). W związku z odbiegającą wartością maksymalną, charakterystykę erozyjną w zlewni Chwalimskiego Potoku lepiej niż wartość średnia obrazuje mediana, która dla lat 1994-2015 wynosi 0,35 kg·m^{-2}·a^{-1} (*Tab. 3.2.14*).

W dwudziestodwuletnim (264 miesiące) okresie pomiarowym wystąpiło 75 miesięcy, podczas których nie stwierdzono spłukiwania. Natomiast największe miesięczne zmywy gleby wyniosły 2,60 kg·m^{-2} oraz 1,19 kg·m^{-2}, za każdym razem w 2002 roku (*Tab. 3.2.14*). Maksymalne wielkości spłukiwania, zarówno w przedziałach miesięcznych, jak i rocznych, pokrywają się z największą erozyjnością deszczy.

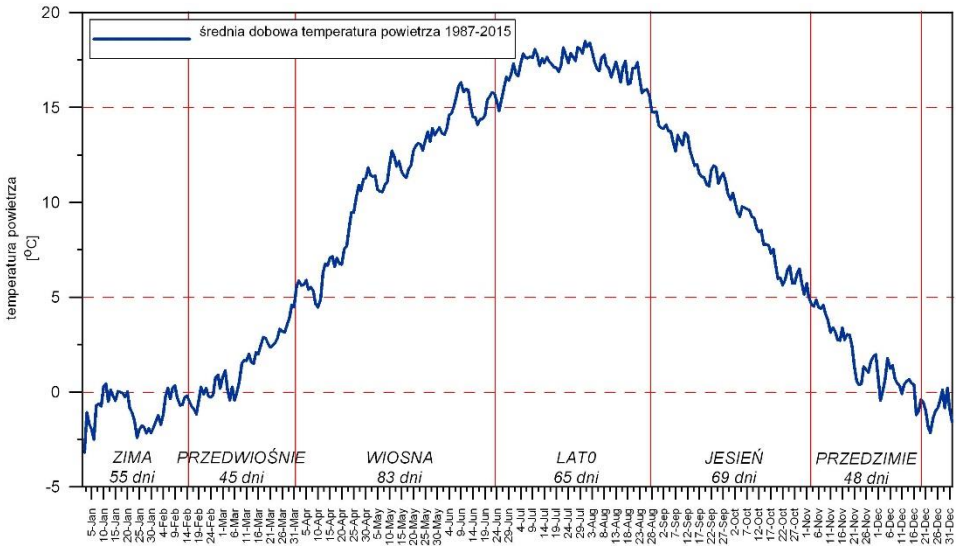
Tab. 3.2.14. Podstawowe charakterystyki erozji wodnej gleb w zlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1994-2015

Rok	Spłukiwanie kg·m^{-2}	Liczba miesięcy, w których wystąpiło spłukiwanie	Erozyjność opadu MJ·mm·ha^{-1}·h^{-1}
1994	0,80	8	b.d.
1995	0,25	10	b.d.
1996	0,18	7	b.d.
1997	0,25	11	b.d.
1998	0,49	12	b.d.
1999	0,42	12	b.d.
2000	0,27	10	b.d.
2001	0,30	10	326,4
2002	4,47	11	782,1
2003	0,45	8	354,8
2004	0,89	9	454,2
2005	0,19	9	297,8
2006	1,77	8	703,9
2007	0,35	5	403,9
2008	0,14	3	365,2
2009	0,27	5	278,3
2010	1,08	11	617,2
2011	0,35	9	363,6
2012	0,07	8	198,0
2013	0,57	8	164,5
2014	0,46	8	176,2
2015	0,28	7	144,7
średnia	0,65	8,6	375,4
mediana	0,35	8,5	354,8
odchylenie stand.	0,93	2,3	193,9

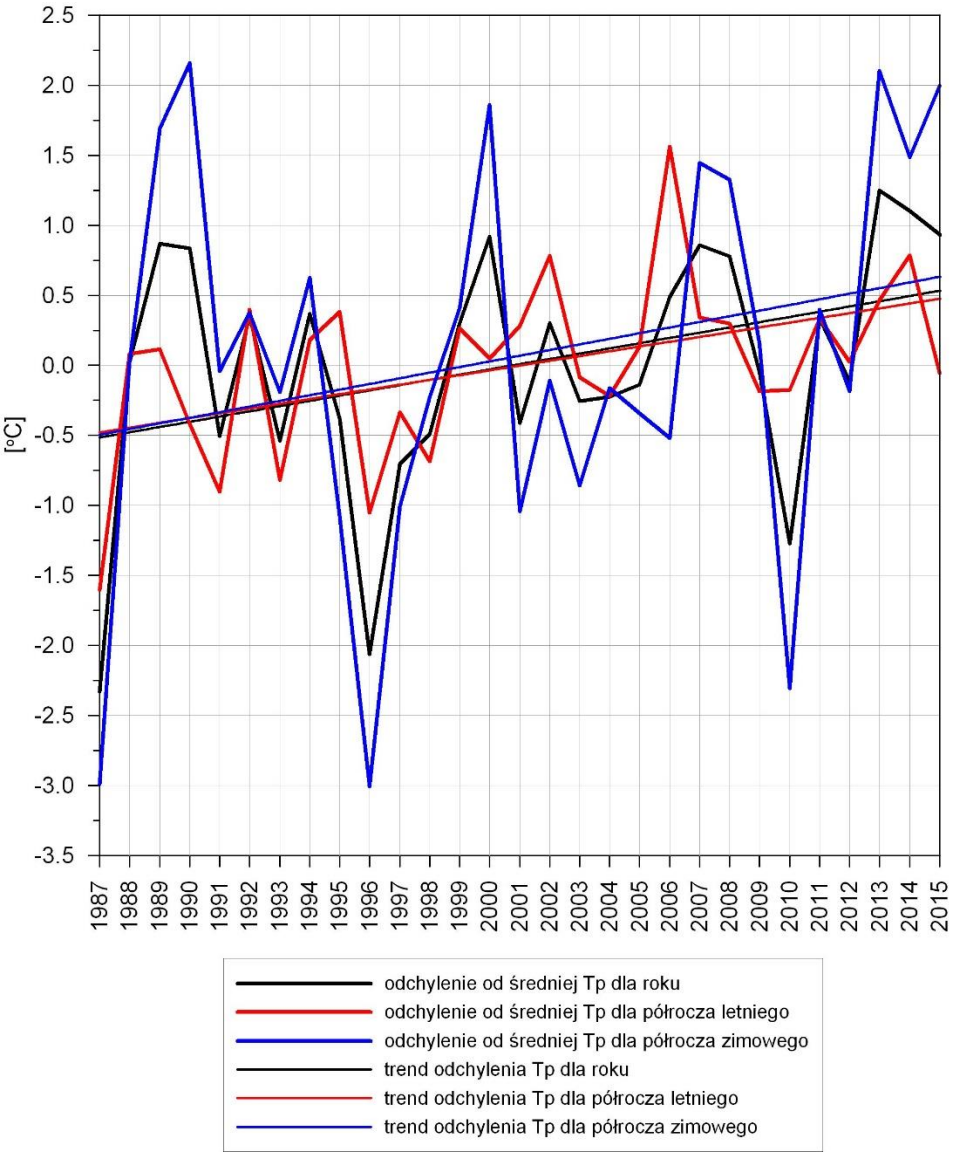
OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego jest realizowany w Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie, w zlewni górnej Parsęty od roku 1994, kiedy Stacja została włączona do struktury Stacji Bazowych ZMŚP (Kostrzewski 1994). Prowadzony w nawiązaniu do koncepcji metodologicznej funkcjonowania geoekosystemu (Kostrzewski 1993) monitoring, zarówno elementów abiotycznych jak i elementów środowiska ożywionego, umożliwia rozpoznanie aktualnego stanu, zagrożeń i trendów zmian środowiska przyrodniczego. Staje się też punktem wyjścia do wskazywania optymalnych rozwiązań w zakresie wykorzystywania środowiska przyrodniczego, wprowadzania elementów jego ochrony i konkretnych działań na drodze zmierzającej do zrównoważonego rozwoju.

Celem Syntezy jest ukazanie aktualnego stanu, zagrożeń i przemian środowiska przyrodniczego zlewni górnej Parsęty na podstawie monitoringu realizowanego w latach 1994-2015. Ponad 20-letnia seria obserwacyjna pozwala na stwierdzenie, że aktualny stan środowiska geograficznego zlewni górnej Parsęty jest kształtowany głównie przez zespół czynników naturalnych (dopływ energii słonecznej, dostawę i obieg wody w zlewni, typ rzeźby terenu i litologię osadów) oraz zróżnicowany wpływ uwarunkowań antropogenicznych (użytkowanie ziemi, dostawa zanieczyszczeń do powietrza i wód, korzystanie z zasobów środowiska).



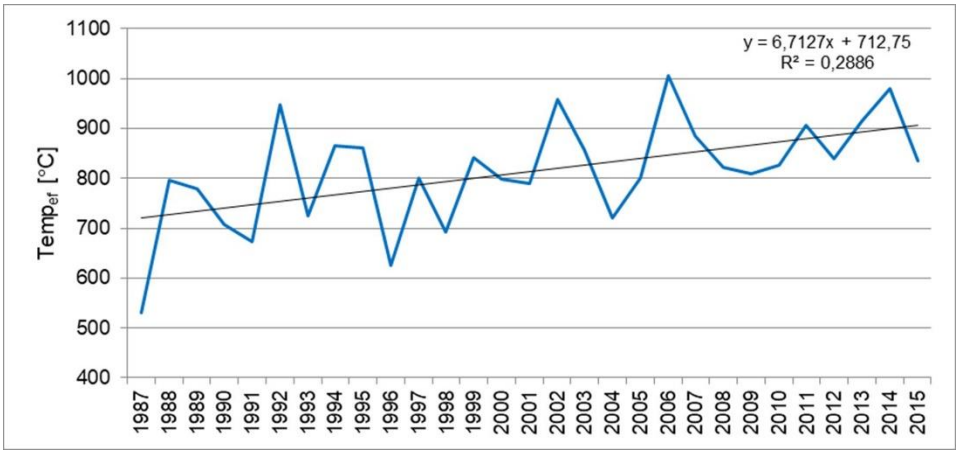
Ryc. 3.2.21. Termiczne pory roku w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie wyznaczone metodą rachunkową Gumińskiego (Bac, Rojek 1979) na podstawie pomiarów meteorologicznych w latach 1987-2015



Ryc. 3.2.22. Odchylenie średniej temperatury powietrza w latach i półroczach letnich i zimowych od średniej temperatury powietrza w wieloleciu 1987-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie i trendy zmian temperatury

Obieg materii i energii w badanej zlewni jest bezpośrednio powiązany z dostawą i krążeniem wody. Prawie trzydziestoletnie pomiary meteorologiczne (od roku 1987) wskazują, że zlewnia górnej Parsęty pozostaje pod silnym wpływem klimatu oceanicznego, o czym świadczy charakterystyczny układ termicznych pór roku ze stosunkowo długimi porami przejściowymi – wiosną i jesienią, a krótkim latem i zimą (*Ryc. 3.2.21*) (Szpikowski 2001). Średnia

roczna temperatura powietrza dla lat hydrologicznych 1987-2015 wyniosła w Storkowie 7,9°C, a średnia roczna suma opadu atmosferycznego 688 mm. Poprzez obliczenie odchylenia średniej rocznej temperatury powietrza od średniej wieloletniej można stwierdzić, czy występują wieloletnie trendy zmian termicznych i jaki mają charakter. Wykonane analizy wskazują, że dla Storkowa w wieloleciu 1987-2015 pojawiła się wyraźna tendencja do wzrostu temperatury powietrza (*Ryc. 3.2.22*). Wyniosła ona w ciągu 29 lat dla średniej rocznej temperatury 1,1°C, dla półrocza letniego 1,0°C, natomiast dla półrocza zimowego 1,2°C. Test metodą Manna-Kendalla wykazał, że istotne statystycznie są trendy stwierdzone dla średnich rocznych oraz dla średnich z półrocza zimowego. O wzroście temperatury powietrza w Storkowie w okresie 1987-2015 decydują zatem głównie cieplejsze zimy, a w mniejszym stopniu cieplejsze lata. Wzrost temperatury powietrza przekłada się na zwiększenie sumy temperatur efektywnych, czyli przekraczających próg 10°C (*Ryc. 3.2.23*).

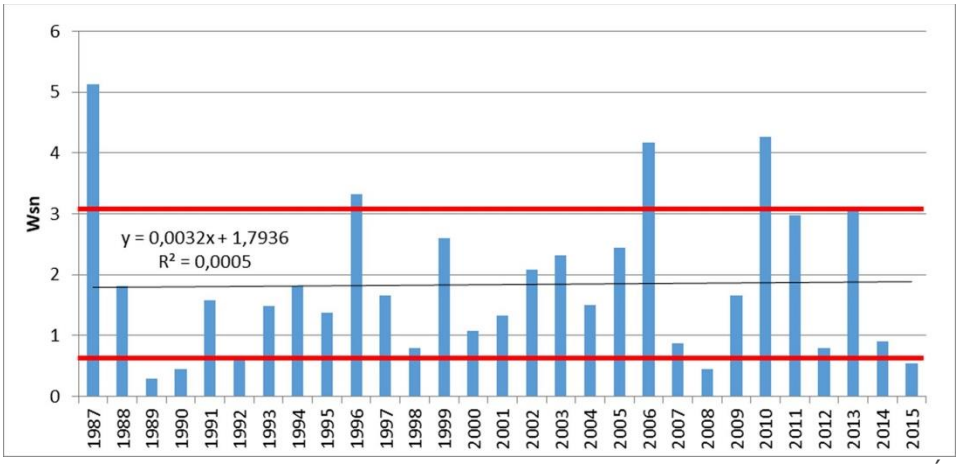


Ryc. 3.2.23. Sumy temperatur efektywnych i trend ich zmian w latach 1987-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

Od roku 1987 do roku 2015 trend liniowy wzrostu sum temperatur efektywnych wskazuje na wzrost o prawie 200°C. Ta duża i generalnie trwała tendencja do wzrostu sumy temperatur efektywnych przekłada się bezpośrednio na stan środowiska przyrodniczego, np. na kształtowanie korzystniejszych warunków siedliskowych dla roślin termofilnych, w tym ciepłolubnych gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia.

W Storkowie nie zaznaczył się trend do zmian wskaźnika śnieżności (*Ryc. 3.2.24*). Najliczniej (21 przypadków, 75%) występowały zimy umiarkowanie śnieżne, ze wskaźnikiem śnieżności w przedziale od 0,62 do 3,06. Ponadto wystąpiły 4 zimy małośnieżne i 3 zimy śnieżne. Można uznać, iż duża zmienność trwałości i miąższości pokrywy śnieżnej, odzwierciedlona wielkością

wskaźnika śnieżności, jak i występowanie co kilka lat zim śnieżnych, była typowym zjawiskiem dla klimatu zlewni górnej Parsęty.



Ryc. 3.2.24. Wskaźnik śnieżności w latach 1987-2015 w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie

Właściwości fizyczno-chemiczne wód gruntowych oraz wód rzecznych na tle opadów atmosferycznych wskazują, że o krążeniu materii w zlewni górnej Parsęty decydują nadal warunki naturalne (Kostrzewski i in. 2011), modyfikowane jednakże przez oddziaływania antropogeniczne. Głównym czynnikiem zmian głębokości zalegania wód podziemnych i, w konsekwencji, całkowitego odpływu wód ze zlewni za pośrednictwem systemu rzecznego, pozostają wahania wielkości opadów atmosferycznych (Michalska 2001). Szczególnie niekorzystnie na kształtowanie klimatycznego bilansu wodnego zlewni górnej Parsęty wpływają lata z małą ilością opadów (zwłaszcza w półroczu zimowym) oraz zimy z niewielką pokrywą śnieżną. Kumulacja lat z mniejszymi sumami opadów atmosferycznych szybko znajduje swoje odzwierciedlenie w występowaniu susz hydrologicznych i glebowych oraz zanikaniu małych, bezodpływowych zbiorników wodnych (Major 2012).

Wieloletnia seria badań hydrochemicznych wód zlewni górnej Parsęty wskazuje, że są to wody średnio zmineralizowane, zaliczane do typu hydrochemicznego prostego wodorowęglanowo-wapniowego (Mazurek 2000, Szpikowska 2011). Jakość wód Parsęty na podstawie obowiązujących klasyfikacji można dla większości badanych składników umieścić w I klasie. O dobrej jakości wód górnej Parsęty świadczy monitoring stanu hydromorfologicznego (Szpikowski, Domańska 2014), m.in. obecność w rzece np. pstrągów potokowych czy krasnorostu *Hildenbrandtia rivularis*.

Wielkość odprowadzanych wodami górnej Parsęty w formie rozpuszczonej składników jonowych jest wskaźnikiem intensywności denudacji chemicznej całej badanej zlewni. Wynosi ona średnio 36 $t \cdot km^{-2} \cdot rok^{-1}$, a po uwzględnieniu

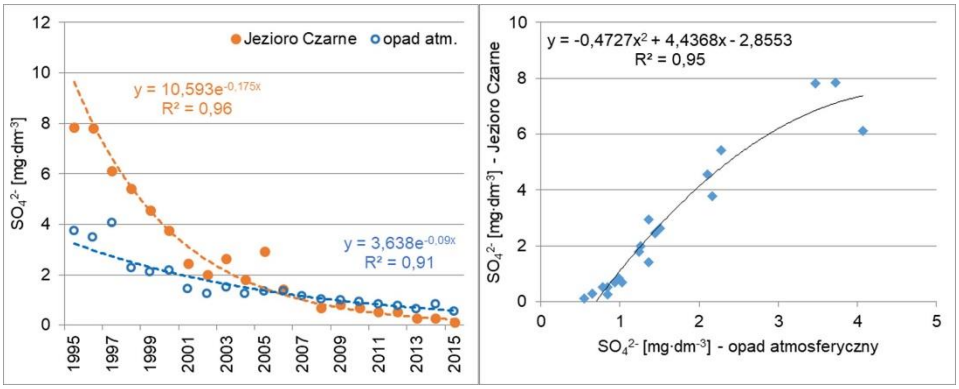
depozycji atmosferycznej - około 32 $t \cdot km^{-2} \cdot rok^{-1}$. Z kolei odpływający rzeką w formie zawiesiny materiał mineralny świadczy o wielkości denudacji mechanicznej zlewni, która średnio wynosi 3 $t \cdot km^{-2} \cdot rok^{-1}$. Głównym źródłem dostawy materii nierozpuszczonej do systemu rzecznego w warunkach młodoglacjalnych pozostaje erozja rzeczna (Kostrzewski i in. 1994). Materia przemieszczana w obrębie zlewni poprzez spłukiwanie (Szpikowski 2003) lub procesy eoliczne (Szpikowski, Kostrzewski 2016) lokalnie zmienia rzeźbę powierzchni ziemi i nie jest bezpośrednio włączana w transport fluwialny. Procesy erozji wodnej gleb o charakterze ekstremalnym mogą pozostawiać trwałe zmiany w rzeźbie w formie rozcięć, wąwozów i stożków napływowych (Kostrzewski i in. 1992, Zwoliński 2008).

W zlewni górnej Parsęty i w jej otoczeniu nie ma większych emitorów zanieczyszczeń powietrza. Kwaśny odczyn wód opadowych wskazuje jednak na obecność zanieczyszczeń atmosfery pochodzenia regionalnego. Szczecinek, największe miasto w regionie, jest położony w odległości 15 km na SE od Storkowa. Przy znacznym udziale wiatrów z kierunku SE, zanieczyszczenia z kotłowni miejskich i przemysłowych (duże zakłady przemysłu drzewnego) Szczecinka mogą przemieszczać się również nad obszar zlewni górnej Parsęty, powodując zakwaszenie opadów atmosferycznych. Sądząc po wzrostach stężeń dwutlenku siarki w sezonie zimowych istotnym sprawcą zakwaszania opadów atmosferycznych mogą pozostawać lokalne, domowe kotłownie. Ważnymi czynnikami zakwaszania opadów są również obecne w atmosferze związki azotu, tworzące się wskutek spalania paliw napędowych. Obserwacje wieloletnie wykazują, że efektem ograniczania emisji SO_2 do atmosfery jest systematyczne zmniejszanie się zakwaszenia opadów w zlewni górnej Parsęty (Szpikowska 2011). Zarazem od końca lat 90-tych XX w. rośnie udział tlenków azotu w zakwaszaniu opadów atmosferycznych w zlewni górnej Parsęty i aktualnie ten czynnik ma większe znaczenie. Generalnie wody opadowe badane w Stacji Geoekologicznej w Storkowie charakteryzują się niskim stężeniem składników jonowych, co jest odzwierciedleniem dobrej jakości powietrza. Znaczną część zlewni górnej Parsęty pokrywają zbiorowiska leśne, w których dochodzi do transformacji ilościowej i jakościowej opadów atmosferycznych. Przemiany bio- i geochemiczne wód opadowych, zwłaszcza w drzewostanach iglastych, przyspieszają ługowanie gleb i natężenie denudacji chemicznej (Kruszyk 2001).

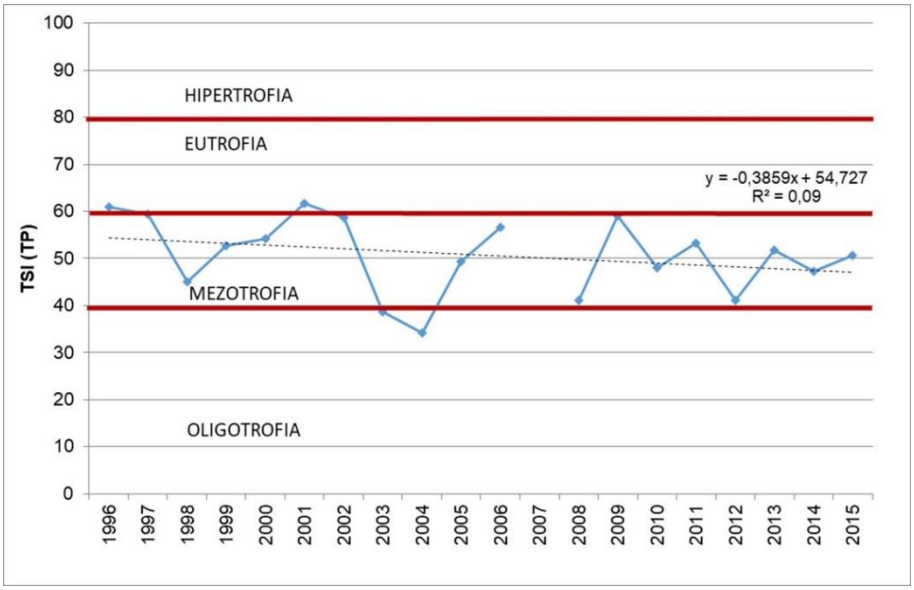
Zauważa się wpływ dobrej jakości opadów atmosferycznych na skład chemiczny wód podziemnych i powierzchniowych. Dotyczy to zwłaszcza spadku stężeń siarczanów w wodach podziemnych kontrolowanych w piezometrach w zlewni Chwalimskiego Potoku jak i w ciekach monitorowanych w punkcie zamykającym zlewnię górnej Parsęty i zlewnię Młyńskiego Potoku (Szpikowska 2012). Proces obniżania się stężeń siarczanów w wodach powierzchniowych jest najbardziej widoczny w przypadku wód małych zbiorników wodnych o przewadze zasilania opadowego (*Ryc. 3.2.25*). Przykładem takiego zbiornika

jest stale monitorowane, bezodpływowe Jezioro Czarne. Zlewnia górnej Parsęty jest generalnie obszarem pozbawionym większych jezior, występują jednak w niej licznie małe, często bezodpływowe zbiorniki wodne, zasilane głównie opadowo. Dla tego typu geoekosystemów poprawa jakości wód opadowych, przekładająca się bezpośrednio na spadek stężeń siarczanów i wzrost odczynu wody, ma decydujące znaczenie dla ich biogeochemicznego funkcjonowania i roli, jaką pełnią w zakresie bioróżnorodności (poprawa jakości siedlisk dla gatunków roślinnych i zwierzęcych). Monitorowane w ramach programu ZMŚP Jezioro Czarne jest zbiornikiem mezotroficznym. Tylko w kilku przypadkach wskaźnik TSI (TP) obliczony na podstawie stężenia fosforu ogólnego wskazywał na eutrofię lub oligotrofię tego jeziora (*Ryc. 3.2.26*).

Od początku obserwacji w roku 2001 wielkości i stanu zdrowotności plech porostów nadrzewnych w zlewni górnej Parsęty zauważa się pogarszanie stanu porostów krzaczkowatych, uznawanych za najbardziej wrażliwe na warunki środowiskowe, przy wzroście plech porostów skorupiastych. Tendencji tej nie da się powiązać z poprawą jakości opadów atmosferycznych, jak również z ogólną tendencją do spadku zawartości dwutlenku siarki w powietrzu atmosferycznym. Na aktywność życiową organizmów plech porostów nadrzewnych oddziałuje duża liczba czynników abiotycznych i biotycznych. W warunkach naturalnych oznacza to presję złożonych wpływów licznych zanieczyszczeń. Reakcje plech porostów stanowią zapewne odpowiedź na szereg wzajemnie oddziałujących czynników antropogenicznych: zanieczyszczenia powietrza, zmiany w siedlisku oraz naturalnych: warunki atmosferyczne, łuszczenie kory drzew, uszkodzenia mechaniczne, starzenie się plech, a także wewnętrzna dynamika biocenoz, w których są one elementami strukturalnymi.



Ryc. 3.2.25. Roczne stężenia jonów siarczanowych w opadach atmosferycznych i wodach Jeziora Czarnego w Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie w latach hydrologicznych 1995-2015



Ryc. 3.2.26. Zmiany wskaźnika stanu troficznego TSI (TP) Jeziora Czarnego w latach 1996-2015

W 2009 roku w zlewni Parsęty stwierdzono obecność tam bobra europejskiego, gatunku z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej (Szpikowska, Szpikowski 2011). Ich budowa powoduje tworzenie rozlewisk w obrębie szerokich, podmokłych den dolin. W rozlewiskach bobrowych zachodzi sedymentacja transportowanego materiału (wleczonego i zawiesiny), co wpływa na bilans denudacyjny zlewni górnej Parsęty. Rozlewiska pełnią również funkcję regulatorów przepływów (ograniczają wezbrania, łagodzą w pewnym stopniu niżówki). Zalewy utworzone przez bobry wykształciły w dolnym odcinku doliny rzeki Kłudy (dopływu Parsęty) nowy typ geoekosystemów z otwartym krajobrazem, ze stanowiskami gatunków roślin wodnych i wilgociolubnych oraz siedliskami sprzyjającymi rozwojowi płazów, ryb i ptaków. Są to niewątpliwie korzystne efekty oddziaływania bobrów na środowisko geograficzne, świadczące o bogactwie i potencjale obszaru Natura 2000 Dorzecze Parsęty.

Zlewnię górnej Parsęty nadal można uważać za geoekosystemem w znacznym stopniu seminaturalny. Należy też pamiętać, że przekształcanie środowiska geograficznego zlewni młodoglacjalnych Pomorza Środkowego pod wpływem antropopresji jest zjawiskiem, które rozpoczęło się około 5 tysięcy lat temu wraz z wkroczeniem rolnictwa i wzrastało nieustanie w kolejnych wiekach, ze szczególnym nasileniem w ostatnich dziesiątkach lat (Szpikowski 2010).

Ocena zmian w strukturze użytkowania ziemi w geoekosystemie górnej Parsęty w okresie 1996-2014 wykazała, że przemianom w tym zakresie podlega mała część powierzchni zlewni (np. powierzchnia lasów wzrosła z 28 do 31 km^2, a gruntów ornych zmalała z 27 do 26 km^2). W ostatnich latach nasiliła się

tendencja do przejmowania ziemi pod zabudowę jednorodzinną (niekiedy o charakterze letniskowym), widoczna szczególnie silnie w okolicach Szczecinka (dzielnica Trzesieka w zachodniej części zlewni górnej Parsęty) oraz w innych, mniejszych wioskach (Parsęcko, Radomyśl, Nowy Chwalim). Zmiany tego typu, jeśli będą postępować, mogą w ciągu najbliższych lat znacząco oddziaływać na obieg i jakość wody w zlewni górnej Parsęty. Nasila się również trend do zwiększania liczby stawów hodowlanych, lokalizowanych najczęściej blisko koryt rzecznych. Mają one wpływ na reżim hydrologiczny rzek (pobór wody do napełniania stawów, zrzuty wód powodujące wezbrania) oraz oddziałują na jakość wód poprzez zintensyfikowaną dostawę biogenów.

Wieloletnia realizacja programów badawczych w Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie pozwala określić aktualny stan, pojawiające się trendy zmian oraz główne kierunki zagrożeń środowiska zlewni w krajobrazie młodoglacjalnym Pomorza Zachodniego. Ma to znaczenie wykraczające poza ścisłe pole badań naukowych. Aplikacyjność prac prowadzonych w Stacji w Storkowie odzwierciedla się głównie w monitoringu środowiska realizowanym w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego oraz monitoringu regionalnego prowadzonego we współpracy z Zachodniopomorskim Inspektoratem Ochrony Środowiska.

PODSUMOWANIE

Stacja Bazowa ZMŚP w Storkowie została włączona do krajowej sieci Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w 1994 roku. Monitoring w ostatnich latach obejmuje 15 programów pomiarowych ZMŚP i 120 parametrów pomiarowych. Rocznie jest wykonywanych prawie 100 tys. automatycznych i manualnych pomiarów meteorologicznych, niemal 1 tys. analiz parametrów chemicznych, pobieranych jest około 100 próbek wody, 24 próbki jakości powietrza i 32 próbki opadu organicznego. Monitoring stanu drzewostanów prowadzony jest na 40 drzewach, a monitoring plech porostów na 17 powierzchniach. W ramach programu specjalistycznego wykonywane są pomiary wielkości i uwarunkowań erozji wodnej gleb na powierzchniach testowych w zlewni Chwalimskiego Potoku.

W opracowaniu zestawiono informacje o stanie środowiska przyrodniczego badanego geoekosystemu zlewni górnej Parsęty w latach 1994-2015 (również w niektórych przypadkach z nawiązaniem do wcześniejszych danych), o związkach przyczynowo-skutkowych oraz tendencjach zmian wybranych komponentów środowiska geograficznego w okresie 1994-2015. Zamieszczono także informacje o rodzajach zagrożeń dla funkcjonowania środowiska przyrodniczego. Zgromadzone dane stanowią również podstawę do określenia tendencji rozwoju środowiska przyrodniczego i formułowania prognoz krótko- i długoterminowych.

Realizacja programu ZMŚP w Stacji Bazowej w Storkowie posiada duże znaczenie dla ochrony zasobów przyrodniczych Polski. Zlewnia ZMŚP górna Parsęta znajduje się w granicach obszarów specjalnej ochrony siedlisk Natura 2000 Dorzecze Parsęty. Wyniki monitoringu zintegrowanego realizowane w zlewni górnej Parsęty stanowią dobre uszczegółowienie monitoringu regionalnego oraz służą ochronie dziedzictwa przyrodniczego zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

LITERATURA:

Bac S., Koźmiński C., Rojek M., 1998. Agrometeorologia. Wyd. Naukowe PWN Warszawa: 77-93, 98-104.

Bac S., Rojek M., 1979. Meteorologia i klimatologia. PWN, Warszawa.

Brown L.C., Foster G.R., 1987. Storm erosivity using idealized intensity distributions. Transactions of the ASAE 30: 379-386.

Draaijers G.P.J., Erisman J.W., van Leeuwen N.F.M., Romer F.G., Te Winkel B.H., Veltkamp A.C., Vermeulen A.T., Wyers G.P., 1997. The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. Atmospheric Environment, 31(3): 387-397.

Dynowska I., 1971. Typy reżimów rzecznych w Polsce. Zeszyty Naukowe UJ, Prace Geograficzne 28.

Grodzińska K., Laskowski R., 1996. Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni Potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska Południowa). Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.

Jania J., Bukowska-Jania E., 1997. Model procesów paleoglacjalnych fazy pomorskiej vistulianu w obrębie lobu Parsęty na podstawie badań obszarów aktualnie zlodowaconych. W: E. Bukowska-Jania, M. Pulina (red.), Studia nad środowiskiem geograficznym Bornego Sulinowa. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa: 27-57.

Jansen W., Block A., Knaack J., 1988. Kwaśne deszcze, Historia, powstawanie, skutki. Aura4.

Kaczorowska Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Prace Geograficzne IG PAN 33, Kraków.

Karczewski A., 1989. Morfogeneza strefy marginalnej fazy pomorskiej na obszarze lobu Parsęty w vistulianie (Pomorze Środkowe). UAM, Seria Geogr. 44, Poznań.

Kazimierski B., 2000. Wody podziemne w programie badań Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: G. Wójcik, K. Marciniak (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych. Ossolineum, Warszawa. Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i Środowisko", Z. Nauk. 25.

Kazimierski B., 2006. Program pomiarowy F2: wody podziemne. W: A. Kostrzewski, R. Kruszyk, R. Kolander (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Wydanie drugie, nie publikowane, Poznań.

Kazimierski B., Sadurski A. (red.), 1999. Monitoring osłonowy ujęć wód podziemnych – metody badań, Wyd. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.

Klimczak R., 1993. Spłukiwanie na obszarach o zróżnicowanym użytkowaniu – przebieg i rola we współczesnym środowisku morfogenetycznym (zlewnia Młyńskiego Potoku, Pomorze Zachodnie). W: A. Kostrzewski (red.), Geoekosystem obszarów nizinnych. Zeszyty Naukowe IGiPZ PAN 6: 61–78.

Kondracki J., 2009. Geografia regionalna Polski, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Kostrzewski A., 1993. Geoekosystem obszarów nizinnych. Koncepcja metodologiczna, Zeszyty Naukowe 6, Komitet Naukowy przy Prezydium PAN Człowiek i Środowisko: 11-17.

Kostrzewski A. (red.), 1994. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Storkowo. Bibl. Monit. Środ., Warszawa.

Kostrzewski A., Klimczak R., Stach A., Zwoliński Z., 1992. Wpływ procesów katastrofalnych na funkcjonowanie współczesnego systemu denudacyjnego obszarów młodoglacjalnych - Pomorze Zachodnie, Bad. Fizjogr. Pol. Zach. 43: 55-82.

Kostrzewski A., Kruszyk R., Kolander R., 2006. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. http://zmsp.gios.gov.pl/?page_id=69.

Kostrzewski A., Mazurek M., Zwoliński Z., 1994. Dynamika transportu fluwialnego górnej Parsęty jako odbicie funkcjonowania systemu zlewni, Stowarzyszenie Geomorfologów Polskich, Poznań.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Kostrzewski A., Szpikowski J., Szpikowska G., 2011. Stan geoekosystemów Polski – ocena na podstawie wybranych geowskaźników w programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 12: 69-83.

Kozłowski R., Jóźwiak M., Jóźwiak M., Bochenek W., 2012. Ocena wielkości wymywania jonów K+, Ca2+ i Mg2+ w wybranych drzewostanach w warunkach kwaśnej depozycji. Sylwan 156(8): 607-615.

Kruszyk R., 2001. Zróżnicowane przestrzenne właściwości fizykochemicznych spływu po pniach sosny zwyczajnej w zespole boru świeżego, zlewnia jeziora Czarnego, Pomorze Zachodnie. W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 21-40.

Kruszyk R., 2013. Changes in the physical properties of precipitation in pinestands in the area with a low degree of air pollution (Western Pomerania). Quaestiones Geogr. 2013 32(3): 27-37.

Landsberg-Uczciwek M., Rewaj R., Bykowszczenko R., Pałyska R., 2014. Roczna ocena jakości powietrza w województwie zachodniopomorskim za rok 2013. WIOŚ Szczecin, https://www.wios.szczecin.pl/bip/files/D6124955666841AD929BCB204F248BD3/Roczna%20ocena%20jako%C5%9Bci%20powietrza%20w%20wojew%C3%B3dztwie%20zachodniopomorskim%20za%20rok%202013.pdf

Likens G.E., Bormann F.H., 1995. Biogeochemistry of a forested ecosystem, Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest.

Lorenc H., 1998. Ocena stopnia realizacji programu „obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego" oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994–1997. W: Kostrzewski, A. (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski, Materiały z IX Sympozjum ZMŚP. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 113-118.

Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2007. Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Major M., 2012. Funkcjonowanie zagłębień bezodpływowych w zróżnicowanych warunkach morfolitologicznych (dorzecze Parsęty, Pomorze Zachodnie). Studia i Prace z Geografii i Geologii 27, Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.

Małek S., Astel A., 2008. Throughfall chemistry in spruce chronosequence in southern Poland. Environmental Pollution 155: 517-527. DOI:10.1016/j/envpol.2008.01.03.

Marcinek J., Komisarek J., 1998. Badania gleboznawcze nad zróżnicowaniem pokrywy glebowej w obrębie powierzchni testowej ZMŚP w Storkowie. W: A. Kostrzewski, (red.), Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski, Biblioteka Monitoringu Środowiska: 31-50.

Marciniak M., Stelmach M., 1992. Badanie współczynnika filtracji metodą PARAMEX w rejonie Stacji Badawczej w Storkowie. Poznań.

Mazurek M., 2000. Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw współczesnych procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie). Wyd. UAM, seria Geografia, Poznań.

Michalska G., 2001. Zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych wód podziemnych w zlewni Chwalimskiego Potoku (górna Parsęta, Pomorze Zachodnie). W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Funkcjonowanie i Monitoring Geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza. Bibl. Monitoringu Środowiska.

Michalska G., 2003. Uwarunkowania chemizmu wód powierzchniowych w zlewni źródliskowej (zlewnia Chwalimskiego Potoku, górna Parsęta). W: A. Kostrzewski (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych 3. Obieg wody, uwarunkowania i skutki w środowisku przyrodniczym. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań: 189-207.

Ochrona Środowiska 2005. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

Ochrona Środowiska 2010. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

Ochrona Środowiska 2015. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.

Piotrowska I., 1998. Struktura użytkowania ziemi w dorzeczu Parsęty. W: A. Kostrzewski (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych 1. Środowisko przyrodnicze dorzecza Parsęty, stan badań, zagospodarowanie, ochrona. Wyd. Uczelniane Politechniki Koszalińskiej: 124-130.

Polkowska Ż, Astel A., Walna B., Małek S., Mędrzycka K., Góreski T., Siepak J., Namieśnik J., 2005. Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland. Atmospheric Environment 39: 837 – 855. DOI:10.1016/j.atmosenv.2004.10.026.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych. Dziennik Ustaw Nr 143.

Seiler W., 1980. Messeinrichtungen zur Qantitativen Bestimung des Geookofaktor Bodenerosion In der Topologischen dimension auf Ackerflachen im Schweizer Jura. Catena 7: 233-250.

Szpikowska G., 2004. Jakość i rola opadów atmosferycznych w systemie denudacyjnym zlewni młodoglacjalnej (Chwalimski Potok, górna Parsęta). W: M. Kejna, J. Uscka (red.), ZMŚP funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji. Bibl. Monitoringu Środowiska: 167-176.

Szpikowska G., 2011. Uwarunkowania i zmienność chemizmu wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych w zlewni Chwalimskiego Potoku (górna Parsęta). W: A. Kostrzewski., M. Samołyk (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji. Bibl. Monitoringu Środowiska XXVIII, Biała Góra: 173-186.

Szpikowska G., 2012. Zmiany stężeń jonów siarczanowych w wodach powierzchniowych zlewni górnej Parsęty w wieloleciu hydrologicznym 1994-2011. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 71-82

Szpikowska G., Szpikowski J., 2011. Właściwości fizykochemiczne wód rozlewisk bobrowych w Dolinie Kłudy (górna Parsęta). Monitoring Środowiska Przyrodniczego 13: 95-101.

Szpikowski J., 2001. Warunki meteorologiczne jako punkt wyjścia do oceny funkcjonowania geoekosystemu (Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Storkowie, rok 2000), W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza. Bibl. Monit. Środ., Stacja Monitoringu Akademii Świętokrzyskiej, Kielce: 137-149.

Szpikowski J., 2003. Contemporary processes of soil erosion and the transformation of the morphology of slopes in agricultural use in the postglacial catchment of the Chwalimski Potok (Upper Parsęta, Drawskie Lakeland). Quaestiones Geographicae 22: 79-90.

Szpikowski J., 2010. Antropogeniczne przekształcenia rzeźby zlewni Perznicy w neoholocenie (Pojezierze Drawskie, dorzecze Parsęty). Wyd. UAM, Seria Geografia 91, Poznań.

Szpikowski J., Domańska M., 2014. Wpływ uwarunkowań geomorfologicznych i antropogenicznych na stan hydromorfologiczny górnej Parsęty. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 16: 65-74.

Szpikowski J., Domańska M., Kruszyk R., Szpikowska G., 2016. Stacja Geoekologiczna UAM w Storkowie (1981). W: A. Kostrzewski (red.), Stacje Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Wyd. Nauk. UAM, Poznań: 35-66.

Szpikowski J., Kostrzewski A., 2016. Funkcjonowanie procesów eolicznych i niweo-eolicznych w warunkach młodoglacjalnych (Pojezierze Drawskie, dorzecze Parsęty). W: J. Święchowicz, A. Michno (red.), Wybrane zagadnienia geomorfologii eolicznej. IGiGP UJ, Kraków: 131-156.

Wischmeier W.H., Smith D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Agricultural Handbook 537, U.S. Department of Agriculture, Washington D.C.

Zwoliński Z., 2008. Wybrane zjawiska ekstremalne pojezierzy polskich. Landform Analysis 8: 98-106.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI JEZIORA ŁĘKUK

Krzysztof Skotak, Anna Degórska, Zdzisław Prządka, Urszula Białoskórska, Dorota Typiak-Nowak, Jakub Bratkowski

Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka,
Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy

WPROWADZENIE

Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka Instytutu Ochrony Środowiska - Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie (Stacja Bazowa Puszcza Borecka w ramach programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego), jest ekosystemowym obiektem badawczo-pomiarowym, na terenie którego zlokalizowano bardzo dużą liczbę zarówno urządzeń służącej do poboru próbek i analiz środowiskowych jak i technicznej aparatury pomocniczej (liczba aparatury i czujników sięga kilkudziesięciu sztuk), Urządzenia te umożliwiają nie tylko wykonywanie pomiarów i analiz na miejscu, ale również dokonanie zintegrowanej oceny stanu środowiska w oparciu o wyniki uzyskana dla wielu jego komponentów. Zakres prowadzonych w stacji badań ma charakter kompleksowy, traktujący środowisko przyrodnicze jako system złożony zarówno z komponentów biotycznych jak i abiotycznych, pozostających ze sobą we wzajemnych relacjach i powiązaniach ekologicznych. System prowadzonych w stacji ocen ma charakter interdyscyplinarnych i zintegrowanych badań w zakresie szeroko rozumianej ochrony środowiska, analiz wpływu różnego rodzaju presji na środowisko (w tym przede wszystkim przenoszonych przez powietrze) oraz w zakresie przewidywania zmian zachodzących w środowisku. Takie ujęcie badawcze, w połączeniu z dużą reprezentatywnością przestrzenną stacji (za względu na brak presji antropogenicznej) oraz zaawansowaniem zaawansowanych metod numerycznych (umożliwiających opracowanie prognoz i scenariuszy zmian), pozwalają nie tylko na ocenę bieżącego stanu ekosystemu w ujęciu zmian w nim zachodzących, ale również poprzez analizę zmienności poziomu presji, w wielu przypadkach na ocenę skuteczności podejmowanych na szczeblu międzynarodowym, krajowym i lokalnym działań związanych z ustanawianymi i wdrażanymi strategiami oraz politykami ochrony środowiska.

Stacja Bazowa Puszcza Borecka zlokalizowana jest w województwie warmińsko-mazurskim w gminie Kruklanki (powiat Giżycko), w młodoglacjalnym krajobrazie północno-wschodniej Polski (Mazury Garbate), urozmaiconym

morenowymi wzniesieniami o stromych zboczach, kemami, ozami, zagłębieniami wytopiskowymi i nieckowatymi dolinami oraz jeziorami.

Ze względu na swoją lokalizację, dużą reprezentatywność przestrzenną, długi ciąg pomiarowy, niski stopień antropopresji oraz wysoką jakość uzyskiwanych wyników, Stacja Puszcza Borecka funkcjonuje jako obszar badawczy wielu międzynarodowych krajowych programów, w tym (1) European Monitoring and Evaluation Program (EMEP), działającym w ramach Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczania powietrza na dalekie odległości (LRTAP), (2) Global Atmosphere Watch (GAW), koordynowanym przez Światową Organizację Meteorologiczną (WMO), (3) European Environment Information and Observation Network (EIONET), koordynowanym przez Europejską Agencję Środowiska (EEA), (4) Wojewódzkiej Sieci Jakości Powietrza, koordynowanej przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Olsztynie, (5) sieci tła regionalnego, funkcjonującej w ramach koordynowanego przez Główny Inspektora Ochrony Środowiska (GIOŚ) Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), oraz (6) Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP), koordynowanego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska z Centrum zlokalizowanym na Uniwersytecie Adama Mickiewicza w Poznaniu.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

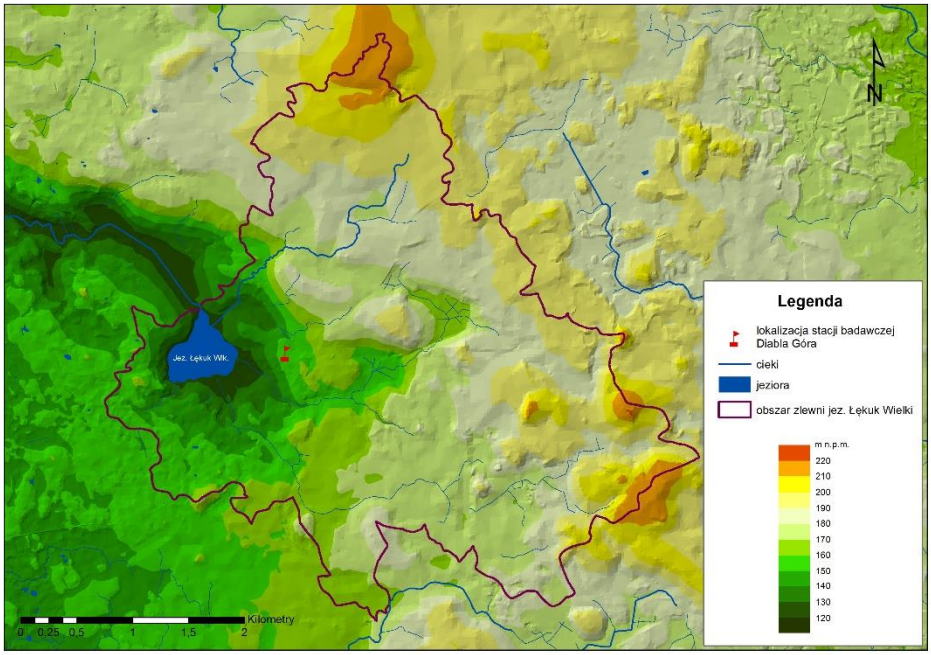
W podziale fizycznogeograficznym kraju, Pojezierze Ełckie jest częścią makroregionu Pojezierza Mazurskiego, będącego częścią Podprowincji Pojezierza Wschodniobałtyckiego. W regionalizacji geobotanicznej obszar zlewni należy do Okręgu Pojezierza Mazurskiego, Krainy Mazursko-Kurpiowskiej, Działu Północnego. Według podziału stosowanego w regionalizacji przyrodniczo-leśnej, obszar ten znajduje się w: II-Mazursko-Podlaskiej krainie przyrodniczo-leśnej, w dzielnicy 1-Pojezierza Mazurskiego i w mezoregionie Pojezierza Ełcko-Suwalskiego (Chabros i in. 1990, POP 2010).

O indywidualności geograficznej reprezentatywnej zlewni jeziornej Stacji Bazowej Puszcza Borecka (Stacji Puszcza Borecka) o powierzchni blisko 13,3 km^2, decyduje charakter Mazur Garbatych. Obszar badawczy stacji znajduje się w mikroregionie Puszczy Boreckiej, położony na terenie wododziału, gdzie nie ma większych cieków w ujęciu hydrologicznym (n terenie wododziału znajdują się niewielkie i często okresowe strumienie, mogące tworzyć miejscami, szczególnie w okresie intensywnych opadów, dość gęstą sieć hydrograficzną). Unikatowy krajobraz zlewni jeziora Łękuk (o powierzchni ponad 21 ha, długości linii brzegowej ok. 2 km i objętości ok. 110 tys. m^3) obfituje w pagórki, strome zbocza i bezodpływowe niecki, przy maksymalnej różnicy wysokości terenu wynoszącej około 100 m i przeciętnych spadkach terenu 4-200 (Degórska i in. 2010). W praktyce jezioro zasilane jest przez wody jednego dopływu znajdującego się w północno-wschodniej części zlewni oraz

przez spływ powierzchniowy. Wody z jeziora Łękuk odpływają w północno-zachodnim kierunku, do jeziora Gołdapiwo (*Ryc. 3.3.1*).

Puszcza Borecka należy do unikatowych kompleksów leśnych w Polsce, w których przeważają siedliska świeżych i mieszanych lasów liściastych. Najlepiej zachowane drzewostany grądowe o charakterze naturalnym osiągają wiek ok. 150 lat. Lasy są wysokopienne, bogate w gatunki, z bujnie rozwiniętą warstwą podszytu i obfitym runem. W zlewni dominują fitocenozy leśne, z dominacją świerka pospolitego, często przy znaczącym udziale drzew liściastych (przewaga siedlisk lasowych), a w miejscach wilgotnych olchy czarnej i jesionu wyniosłego. Świerk występuje zwykle z grabem, dębem szypułkowym, lipą drobnolistną.

W przypadku typów siedlisk, zdecydowaną przewagą na terenie zlewni charakteryzuje się las świeży (58,2%), oraz las wilgotny (18,9%). Na obszarze zlewni badawczej występuje jeszcze dziewięć typów siedliskowych (ols, ols jesionowy, las mieszany świeży, wilgotny i bagienny oraz bór bagienny, mieszany bagienny, świeży i wilgotny), które zajmują około jednej piątej powierzchni.



Ryc. 3.3.1. Reprezentatywna zlewnia Stacji Bazowej ZMŚP Puszcza Borecka

Biorąc pod uwagę ochronę różnorodności biologicznej w Europie, Puszcza Borecka jest jedną z najcenniejszych ostoi na naszym kontynencie, z uwagi na zachowanie naturalnych siedlisk środkowoeuropejskich lasów liściastych typu grądu subkontynentalnego z lipą drobnolistną i dębem szypułkowym. Ten typ

lasu występuje tu także w rzadkiej odmianie „zboczowej", jako zespół lasu klonowo-lipowego na stromych stokach morenowych wzniesień.

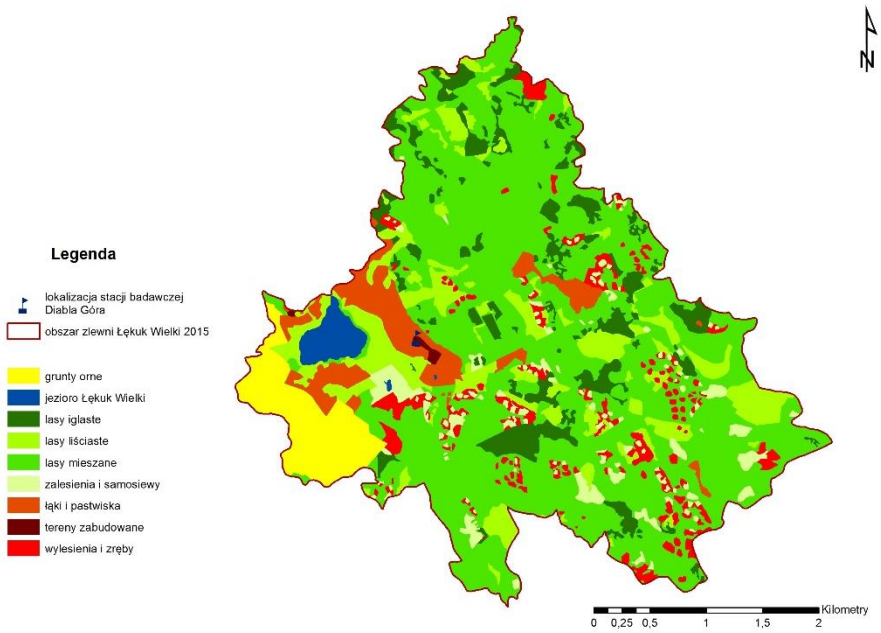
Na terenie zlewni jeziora Łękuk występują żyzne i dobrze uwilgotnione gleby, sprzyjające bogactwu flory i różnorodności biocenoz, które zachowały znaczny stopień naturalności. Lasy są wysokopienne, bogate w gatunki, z bujnie rozwiniętą warstwą podszytu i obfitym runem. Dominuje świerk pospolity, często przy znaczącym udziale drzew liściastych (przewaga siedlisk lasowych), a w miejscach wilgotnych olcha czarna i jesion wyniosły. Świerk występuje zwykle z grabem, dębem szypułkowym, lipą drobnolistną, miejscami - z sosną zwyczajną.

Bardzo cennym walorem przyrodniczym Puszczy Boreckiej jest zachowana tu od czasów średniowiecza ciągłość zasobów genetycznych populacji wielu gatunków, a ponadto dobrze zachowane układy przestrzenne typowych gleb leśnych (Sokołowski 2006, Projekt PZO Ostoja Borecka 2012, Projekt PZO Puszcza Borecka 2012). Na obszarze zlewni jeziora Łękuk sklasyfikowano ogółem 21 typów gleb. Największy udział w tak niezwykle bogatej mozaice pokrywy glebowej stanowią gleby rdzawe brunatne opadowo-glejowe (26,9%) oraz rdzawe brunatne (12,5%), zaś najmniej jest gleb rdzawych brunatnych uprawnych (poniżej 0,1%). Różne typy gleb rozmieszczone są bardzo nierównomiernie na terenie całej zlewni.

Obszar Puszczy Boreckiej oraz jej otuliny został zatwierdzony jako obszar chronionego krajobrazu „Puszcza Borecka" (OChK) i włączony do sieci Natura 2000 w ramach Dyrektyw Ptasiej i Siedliskowej. W ramach Dyrektywy Ptasiej został zaklasyfikowany w roku 2004 jako obszar specjalnej ochrony ptaków (OSO) pod nazwą Puszcza Borecka i oznaczony kodem PLB280006 (18 962,8 ha). W ramach Dyrektywy Siedliskowej został włączony w roku 2008, jako specjalny obszar ochrony siedlisk (SOO), spełniający kryteria obszarów o znaczeniu wspólnotowym (OZW) i uzyskał nazwę Ostoja Borecka o kodzie PLH280016 (25 340,1 ha). W granicach obszaru SOO znajduje się cała zlewnia reprezentatywna Stacji Bazowej Puszcza Borecka. W przypadku mniejszego obszaru OSO, niewielka część zlewni znajduje się poza nim. Ponadto, walory przyrodnicze Puszczy Boreckiej podlegają różnym formom ochrony prawnej, z rezerwatem przyrody Borki (232 ha utworzonym w celu zachowania naturalnych, dobrze wykształconych lasów mieszanych i borów mieszanych bagiennych), rezerwatem leśnym Wyspa Lipowa na jeziorze Szwałk (5 ha, utworzonego dla zachowania lasu liściastego o charakterze naturalnym, z dużym udziałem lipy drobnolistnej i rzadkimi gatunkami roślin runa), czy rezerwatami wodno-leśnymi Mazury (372 ha, utworzonym w celu zachowania walorów krajobrazowych obszaru wodno-leśnego wraz z naturalnymi zbiorowiskami leśnymi).

Udziały poszczególnych typów użytkowania terenu, określone przy zastosowaniu metody fotointerpretacji ortofotomap lotniczych dla roku 2010

o szczegółowości tematycznej odpowiadającej 4. poziomowi Corine Land Cover (CLC) świadczą o leśnym charakterze zlewni jeziora Łękuk. Największą powierzchnię zlewni zajmują lasy: mieszane (56,7%), następnie liściaste (12,3%) i iglaste (8,6%). Wykorzystywane rolniczo grunty orne zajmują tylko 5,7% powierzchni zlewni; identyczną powierzchnię zajmują trwałe użytki zielone (łąki naturalne), aż 5,1% powierzchni stanowią obszary zrębów i wylesień, a zaledwie 0,2% - tereny zabudowane. Cieki w praktyce w ogóle nie występują (z wyjątkiem okresowego niewielkiego dopływu), a jezioro zajmuje obszar 1,6% powierzchni badanej zlewni (*Ryc. 3.3.2*).



Ryc. 3.3.2. Mapa użytkowania terenu zlewni jeziora Łękuk

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

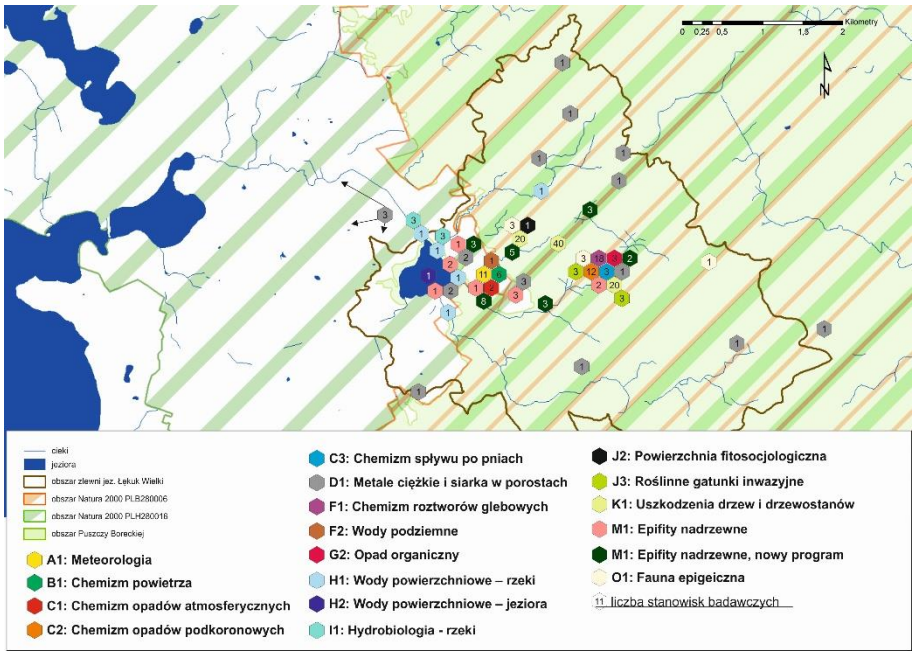
W Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015, zgodnie z wytycznymi programu ZMŚP realizowano 15 programów badawczych (Kostrzewski i in. 1995), z czego co roku programy: Meteorologia (A1), Chemizm powietrza (B1), Chemizm opadów atmosferycznych (C1), Opad podkoronowy (C2), Spływ po pniach (C3), Metale ciężkie i siarka w porostach (D1), Gleby (E1 - realizowane okresowo), Chemizm roztworów glebowych (F1), Wody podziemne (F2), Chemizm opadu organicznego (G2), Wody powierzchniowe rzeki (H1), Wody powierzchniowe jezioro (H2), Uszkodzenia drzew i drzewostanów (K1), Epifity nadrzewne (M1) – oba w trybie podstawowym, Fauna epigeiczna (O1),

realizowano głównie w trybie rozszerzonym. Badania prowadzono na kilkunastu wyznaczonych powierzchniach badawczych w kilkudziesięciu punktach pomiarowych (*Ryc. 3.3.3*). Analizie poddano wyniki kilkuset parametrów.

Analizy chemiczne pobranych próbek zanieczyszczeń powietrza, próbek wodnych różnego typu i opadu organicznego wykonuje Centralne Laboratorium Analiz Środowiskowych CentLab Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie (do 31.10.2014 funkcjonujące pod nazwą Laboratorium Monitoringu Środowiska). Wyjątek stanowią:

- pomiary pH, przewodności, zasadowości, zawartości tlenu, BZT_5 w próbkach wodnych, które wykonywane są w laboratorium w Stacji Puszcza Borecka w Diablej Górze, bezpośrednio po pobraniu próbek;
- oznaczenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w powietrzu atmosferycznym w próbnikach pasywnych, wykonywane przez P.H. Propagator.

Ponadto, próbki powietrza atmosferycznego w celu oznaczenia stężeń ozonu i dwutlenku węgla, pobierane są w sposób ciągły miernikami automatycznymi (wyniki uzyskiwane są bezpośrednio w czasie pomiarów). W sposób automatyczny mierzona jest większość parametrów meteorologicznych (z wyjątkiem opadów oraz pokrywy śnieżnej - pomiar manualny w stacji).



Ryc. 3.3.3. Lokalizacja oraz liczba punktów pobierania próbek środowiskowych wg programów pomiarowych realizowanych na terenie zlewni jeziora Łękuk

Wszystkie pomiary zanieczyszczeń powietrza (poza dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem azotu pobieranymi metodą pasywną) oraz chemizmu opadów atmosferycznych na otwartej przestrzeni (poza Al, P, Fe, Mn) wykonywane były w Instytucie Ochrony Środowiska - Państwowym Instytucie Badawczym na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w ramach prac pn. „*Monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery na Stacji Puszcza Borecka dla potrzeb EMEP, GAW/WMO i Komisji Europejskiej (w latach…)*", finansowanych ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (Degórska, Skotak 2016).

Stosowane w Stacji Puszcza Borecka metody przygotowania próbek powietrza, próbek wodnych oraz opadu organicznego przedstawiono w tabeli 3.3.1.

Tab. 3.3.1. Metody przygotowania i analiz próbek powietrza, wody, opadu organicznego w Stacji Puszcza Borecka

Rodzaj próbki i program	Parametr	Przygotowanie próby	Metoda analityczna
zanieczyszczenia powietrza (Program A1)	dwutlenek siarki, dwutlenek azotu	pobór metodą pasywną	chromatografia jonowa
	dwutlenek siarki, siarczany, azot azotanowy [NHO_3g+NO_3]	pobór metodą manualną	elektroforeza kapilarna
	dwutlenek azotu, azot amonowy [NH_3g+NH_4]	pobór metodą manualną	spektrofotometria
	pył PM10	pobornik wysoko-objętościowy	metoda grawimetryczna
	ozon	pomiar metodą automatyczną	spektrofotometria w zakresie ultrafioletu
	dwutlenek węgla	pomiar metodą automatyczną	spektrofotometria w zakresie podczerwieni
opad organiczny (Program G2)	masa sucha		wagowa
	fosfor ogólny		plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
	azot ogólny		metoda Kjeldahla
	całkowity węgiel organiczny		automatyczny analizator węgla
	potas		plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
	siarka ogólna		plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa

Rodzaj próbki i program	Parametr	Przygotowanie próby	Metoda analityczna
	sód, magnez, wapń, mangan, cynk, bor, miedź, molibden, ołów, kadm	mineralizacja w mieszaninie kwasów (kwas solny, kwas azotowy i kwas borowy), fluorowodoru i H_2O_2	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
opad atmosferyczny (Program C1), opad podkoronowy (Program C2), spływ po pniach (Program C3), roztwory glebowe (Program F1), wody podziemne (Program F2), wody jeziorne (Program H2)	odczyn		elektrometria
	przewodność elektrolityczna właściwa		konduktometria
	siarka siarczanowa, azot azotanowy, chlorki	filtracja dla wód powierzchniowych i podziemnych	elektroforeza kapilarna
	azot amonowy	filtracja dla wód powierzchniowych i podziemnych	spektrofotometria
	sód, potas, wapń, magnez, glin, fosfor, żelazo, mangan, cynk	filtracja do oznaczania fosforu w wodach powierzchniowych i podziemnych; mineralizacja poprzez naświetlanie UV (bez opadów atmosferycznych)	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
wody jeziorne (Program H2), wody podziemne (Program F2)	arsen, kadm, miedź, ołów, nikiel, chrom	mineralizacja poprzez naświetlanie UV	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa
opad atmosferyczny (Program C1)	arsen, kadm, miedź, ołów, nikiel, chrom	mineralizacja w HNO_3	spektrometria absorpcyjna atomowa, kuweta grafitowa
wody jeziorne (Program H2), wody podziemne (Program F2), roztwory glebowe (Program F1)	wodorowęglany		miareczkowanie wobec oranżu metylowego
wody jeziorne (Program H2), wody podziemne (Program F2)	BZT_5	inkubacja w okresie 5 dni	

Od 2001 roku Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka posiada akredytację Polskiego Centrum Akredytacji PCA (Certyfikat AB 337) na pobór próbek powietrza i opadów oraz oznaczenia pH, przewodności wód i pomiary stężenia ozonu.. Podobnie jest w przypadku Centralnego Laboratorium Analiz Środowiskowych CentLab Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie, posiadającego akredytację

PCA m.in. na wykonywanie analiz pobranych próbek w stacji (Certyfikat AB336) i oznaczanie:

- w powietrzu: SO_2, NO_2, SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+;
- w próbkach wodnych: Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sb, Se, Zn (przy czym metale ciężkie w opadach (poza Zn) oznaczane są metodą spektrometrii atomowej z kuwetą grafitową GF-AAS, która została włączona do zakresu akredytacji jako metoda oznaczania As, Pb i Cd).

W Instytucie funkcjonuje wdrożony system zarządzania, zgodny z wymaganiami normy PN-EN ISO/IEC 17025:2005 (Skotak i in. 2013). Poza systemem zarządzania potwierdzonym akredytacją PCA, w Stacji Bazowej istnieje również szereg procedur wdrożonych w sieciach, do których Stacja jest włączona. Do najbardziej istotnych zaliczyć należy sieci PMŚ, EIONET i EMEP w przypadku jakości powietrza atmosferycznego oraz GAW w przypadku badań klimatycznych.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

Jednym z istotnych elementów badań prowadzonych w Stacji Puszcza Borecka jest ocena zmienności warunków klimatycznych, która dostarcza przede wszystkim informacji umożliwiających interpretację uzyskiwanych wyników w innych programach.

Pomiary w zakresie parametrów meteorologicznych wykonywano w stacji z wykorzystaniem automatycznej stacji meteorologicznej. Dodatkowo, prowadzono również manualne pomiary wysokości opadu za pomocą deszczomierza Hellmanna oraz grubości pokrywy śnieżnej za pomocą łaty. Podstawowe parametry statystyczne opisujące zmienność klimatyczną w latach hydrologicznych 1994-2015 podano w tabeli 3.3.2.

Obserwowany dopływ rocznej energii promieniowania słonecznego (3707 $MJ \cdot m^{-2}$) i usłonecznienie (1744 godz.) w rejonie Stacji Puszcza Borecka kształtują się na przeciętnych poziomach w skali kraju. Charakterystyczne jest to, że maksymalny dopływ energii występuje najczęściej w lipcu, który jest najcieplejszym i najbardziej usłonecznionym miesiącem, ale też jednocześnie najbardziej opadowym. Cechą charakterystyczną rejonu Puszczy Boreckiej jest dość wysoka wilgotność względna powietrza (przeciętnie w roku ponad 81%), która w kwietniu jest ekstremalnie niska. Względnie niska prędkość średnia wiatru (2,7 $m \cdot s^{-1}$) i przeciętna wysokość opadów (na poziomie 670 mm).

Dużą rozpiętość temperatury powietrza w analizowanym wieloleciu hydrologicznym obrazują wartości ekstremalne (1-godzinne), gdzie różnice w miesiącach zimowych (XI-IV) dochodzą do 40°C. W okresie letnim, różnice te

są o ok. 10°C niższe. Ekstremalne wartości zaobserwowano w styczniu (-28,5°C) i lipcu (34,5°C).

Tab. 3.3.2. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	31,2	21,6	34,2	57,6	128,9	188,4	240,2	247,9	268,4	248,5	169,0	98,2	1734,0
SOL_T_S	[MJ·m^{-2}]	59,3	32,5	56,8	111,7	259,7	444,2	574,1	597,2	603,7	481,2	329,9	156,9	3707,2
TA_X$_{max\ abs}$	[°C]	15,1	10,7	11,4	10,7	19,5	28,9	30,0	32,1	34,5	34,1	33,2	22,3	34,5
TA_X$_{max}$	[°C]	5,5	4,0	1,8	2,2	5,5	11,3	15,9	17,3	20,7	19,9	14,7	10,5	20,7
TA_D	[°C]	2,4	-1,8	-3,2	-2,4	1,1	7,5	12,3	15,3	18,1	17,1	12,4	7,3	7,2
TA_N$_{min}$	[°C]	-4,1	-7,8	-9,6	-8,2	-3,9	3,7	10,0	13,3	14,8	14,3	9,4	4,3	-9,6
TA_N$_{min\ abs.}$	[°C]	-20,9	-25,9	-28,5	-27,5	-20,2	-9,0	-3,7	1,2	4,5	4,0	-1,8	-10,3	-28,5
TA_G$_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-3,3	-7,9	-8,8	-6,3	-3,8	3,7	10,4	13,5	15,5	14,7	9,6	4,8	-8,8
TA_G$_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-12,8	-12,5	-15,6	-27,7	-18,7	-7,3	-6,8	-0,8	5,2	1,8	0,9	-7,3	-27,7
T_S$_{5\ cm}$	[°C]	2,7	-0,2	-1,0	-0,6	1,4	7,8	14,1	17,8	20,3	19,0	13,3	7,4	8,5
T_S$_{20\ cm}$	[°C]	3,7	0,7	-0,2	-0,1	1,4	7,3	13,7	17,4	19,8	19,0	13,7	8,2	8,7
T_S$_{50\ cm}$	[°C]	4,9	2,0	0,9	0,7	1,6	6,2	12,1	15,9	18,4	18,3	14,2	9,3	8,7
HH	[%]	90,4	90,6	89,0	86,0	78,7	70,5	71,4	75,4	76,2	77,6	82,1	85,3	81,1
RR_T	[mm]	46,9	46,4	48,0	37,9	42,4	39,0	62,2	76,2	88,5	77,2	53,1	55,0	672,9
SC_H	[cm]	1,2	5,2	10,2	10,8	11,3	4,2							7,2
PRES	[hPa]	995,2	996,0	996,4	995,7	995,8	995,3	996,4	996,0	995,3	996,3	997,4	997,8	996,1
WIV	[m·s^{-1}]	2,5	2,7	3,4	2,3	2,8	3,7	2,6	2,1	2,8	2,0	2,0	2,1	2,7

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

Prowadzone w Stacji Puszcza Borecka pomiary meteorologiczne w analizowanym okresie 1994-2015 pokazują, że najmniej opadowym i jednocześnie najchłodniejszym okresem był rok hydrologiczny 1996 (5,1°C, 511,2 mm), zaś najbardziej opadowym i najcieplejszym (8,6°C, 855,6 mm) - rok 2007 (*Tab. 3.3.3*, *Tab. 3.3.4*). Pomiędzy tymi latami hydrologicznymi średnia roczna temperatura różniła się aż o 3,5°C, zaś wysokość opadu o 345 mm (*Ryc. 3.3.5*). Należy wyraźnie zaznaczyć, że analizy prowadzone w latach kalendarzowych (wyniki porównywalne ze wskaźnikami klimatycznymi) pokazują nieco inne trendy i średnie wartości wskaźników (np. najcieplejszym

okresem w ujęciu roku kalendarzowego w całym okresie badań był rok kalendarzowy 2015).

Najbardziej chłodny rok 1996 charakteryzował się bardzo mroźną zimą oraz anomalnie chłodnym marcem, lipcem i wrześniem. Zupełnie inaczej było w najcieplejszym roku hydrologicznym – 2007, w którym o wynikach zadecydowała ciepła zima i wiosna oraz bardzo ciepły czerwiec. Prowadzone pomiary w wieloleciu pokazują, że w regionie Stacji Puszcza Borecka rzadziej obserwuje się anomalie ciepła niż chłodu (*Tab. 3.3.3*).

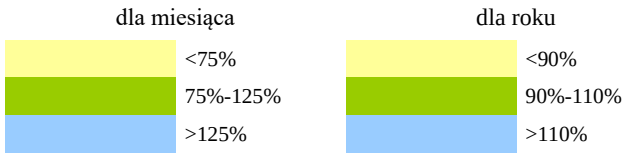
Tab. 3.3.3. Klasyfikacja termiczna w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	-2,3	-0,3	0,2	-5,7	0,8	7,8	10,4	13,3	20,4	17,0	13,0	5,4	6,7
1995	1,7	-0,9	-3,4	1,5	1,2	7,2	11,4	16,3	17,7	16,5	11,4	8,8	7,5
1996	-0,9	-5,8	-7,1	-6,8	-2,6	6,5	13,3	14,6	14,8	17,8	9,4	8,1	5,1
1997	4,7	-7,1	-4,6	0,4	1,0	3,7	11,1	15,6	17,1	18,2	11,8	5,5	6,5
1998	1,8	-2,1	-0,2	1,4	-0,5	8,4	12,8	15,5	15,6	14,3	11,9	6,6	7,1
1999	-4,1	-3,3	-2,0	-2,9	3,1	8,4	10,0	17,1	18,7	15,9	13,9	7,2	6,8
2000	1,1	0,0	-2,3	1,2	1,6	11,3	12,8	15,3	15,3	16,0	10,2	10,5	7,8
2001	5,5	1,0	-1,4	-2,4	0,2	7,4	12,1	13,5	19,9	17,3	11,4	9,7	7,9
2002	1,7	-5,3	-1,2	2,2	3,3	7,8	15,9	16,0	19,8	19,6	12,0	5,3	8,1
2003	2,3	-7,8	-4,7	-5,6	0,8	5,6	13,2	15,5	19,6	16,8	12,6	4,3	6,1
2004	3,9	0,5	-6,9	-1,7	1,6	7,4	10,4	13,6	15,9	17,6	12,4	8,4	6,9
2005	2,1	1,1	0,0	-4,8	-2,4	7,3	11,6	14,2	18,2	15,9	14,1	7,9	7,1
2006	2,7	-1,5	-8,2	-5,8	-1,9	7,0	12,1	15,8	20,5	16,9	14,7	9,6	6,8
2007	4,5	4,0	1,8	-4,3	5,5	6,7	13,5	17,3	16,7	17,7	12,3	7,2	8,6
2008	0,8	0,2	-0,5	2,1	2,2	8,4	11,5	15,6	17,5	17,1	11,4	8,3	7,9
2009	3,6	-0,3	-3,6	-2,6	0,8	9,0	11,9	14,4	18,0	16,5	13,9	5,3	7,2
2010	4,0	-2,7	-9,6	-3,6	1,2	7,4	12,6	15,6	20,7	18,8	11,4	4,6	6,7
2011	3,8	-7,1	-2,5	-6,5	0,8	8,7	12,3	16,9	17,9	16,9	13,5	7,3	6,8
2012	3,1	1,7	-2,4	-8,2	2,0	7,7	13,0	14,4	18,5	16,4	12,9	7,2	7,2
2013	4,5	-4,6	-5,8	-1,5	-3,9	5,5	14,9	17,2	17,5	17,0	11,2	8,7	6,7
2014	4,9	1,5	-4,8	0,6	4,6	9,0	13,0	14,1	20,4	17,0	13,9	8,1	8,5
2015	2,8	-0,9	-0,4	-0,4	4,4	6,9	11,1	14,7	16,9	19,9	13,7	6,3	7,9
średnia	2,4	-1,8	-3,2	-2,4	1,1	7,5	12,3	15,3	18,1	17,1	12,4	7,3	7,2

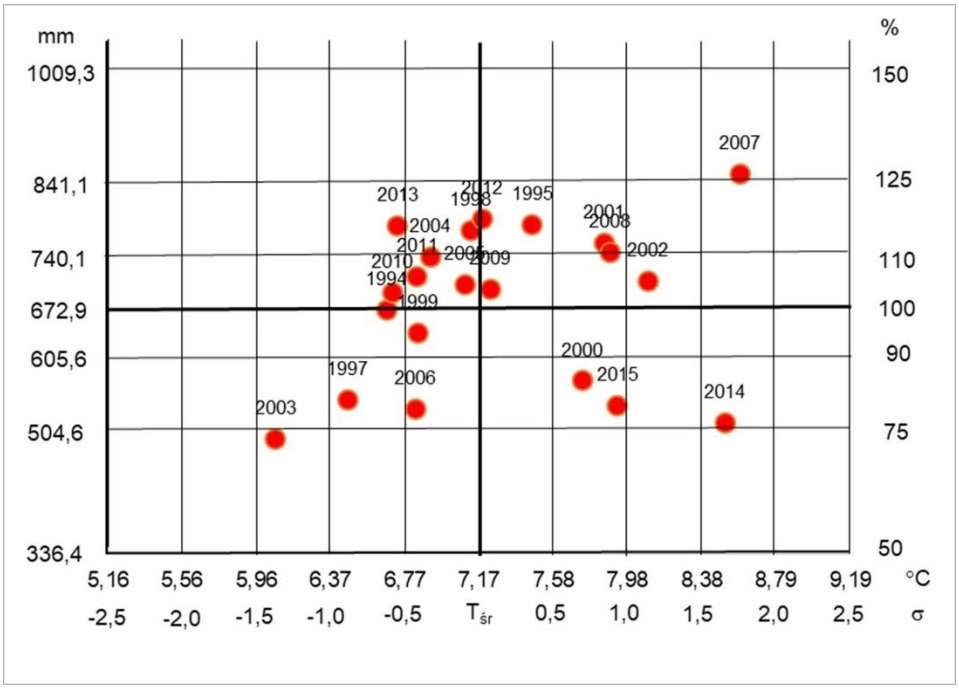
ekstremalnie ciepły
anomalnie ciepły
bardzo ciepły
ciepły
lekko ciepły
normalny
lekko chłodny
chłodny
bardzo chłodny
anomalnie chłodny
ekstremalnie chłodny

Tab. 3.3.4. Klasyfikacja opadowa w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	16,5	68,4	68,5	26,5	92,7	78,9	56,0	63,8	27,6	41,5	53,0	77,3	670,7
1995	66,9	87,0	34,5	66,5	41,8	40,8	42,5	89,2	117,5	49,9	114,7	35,0	786,3
1996	34,0	32,7	16,7	45,8	12,4	42,1	87,8	47,2	60,2	38,3	38,5	55,0	510,7
1997	33,5	16,6	17,0	34,4	26,6	39,0	75,6	46,1	85,8	32,9	48,1	92,3	547,9
1998	71,5	41,7	49,4	41,0	49,1	59,4	50,8	163,9	75,6	81,9	31,4	62,4	778,1
1999	38,7	45,6	24,9	41,6	19,4	62,8	78,9	103,1	67,8	49,2	26,0	81,3	639,3
2000	38,9	59,3	58,1	38,5	70,3	25,7	41,2	46,0	93,7	71,0	26,6	4,0	573,3
2001	54,6	42,1	27,3	27,5	42,8	50,3	64,3	52,0	155,0	83,8	116,1	45,6	761,4
2002	55,8	36,0	61,9	75,5	49,1	14,5	40,7	65,4	99,3	36,8	42,5	132,4	709,9
2003	22,5	13,8	31,7	13,8	9,7	41,6	56,7	41,3	31,4	63,4	70,3	98,3	494,5
2004	59,6	62,6	33,4	50,6	49,8	24,7	74,4	116,6	55,7	105,8	40,3	69,5	743,0
2005	63,0	40,1	56,6	35,0	58,0	47,2	58,9	61,5	100,4	122,9	30,7	30,3	704,6
2006	31,0	57,7	11,2	27,7	7,8	19,8	55,5	42,0	32,3	151,8	58,0	39,9	534,7
2007	59,2	55,9	135,6	24,9	39,7	24,3	58,5	64,6	187,5	99,9	64,3	41,3	855,7
2008	67,2	19,4	79,6	42,6	79,2	52,3	61,4	57,6	61,9	126,1	32,1	69,9	749,3
2009	53,5	44,4	29,4	41,3	65,4	3,9	66,3	159,7	75,6	55,3	23,3	80,8	698,9
2010	53,9	40,8	23,4	25,0	31,8	17,3	138,6	84,6	74,6	121,4	63,6	18,6	693,6
2011	68,8	73,5	31,6	57,7	18,4	31,2	33,9	51,2	213,3	91,2	27,2	18,0	716,0
2012	19,8	35,5	70,1	45,9	24,5	68,9	70,6	106,1	141,6	84,2	53,0	74,2	794,4
2013	59,5	32,4	55,4	40,6	24,8	42,4	60,4	129,3	57,6	95,8	140,1	47,1	785,4
2014	41,3	51,5	60,8	13,8	52,3	26,9	50,5	59,2	48,4	78,5	10,7	21,6	515,5
2015	22,2	64,3	78,9	18,5	68,1	44,2	44,1	24,9	84,6	17,1	57,8	15,0	539,7
średnia	46,9	46,4	48,0	37,9	42,4	39,0	62,2	76,2	88,5	77,2	53,1	55,0	672,9



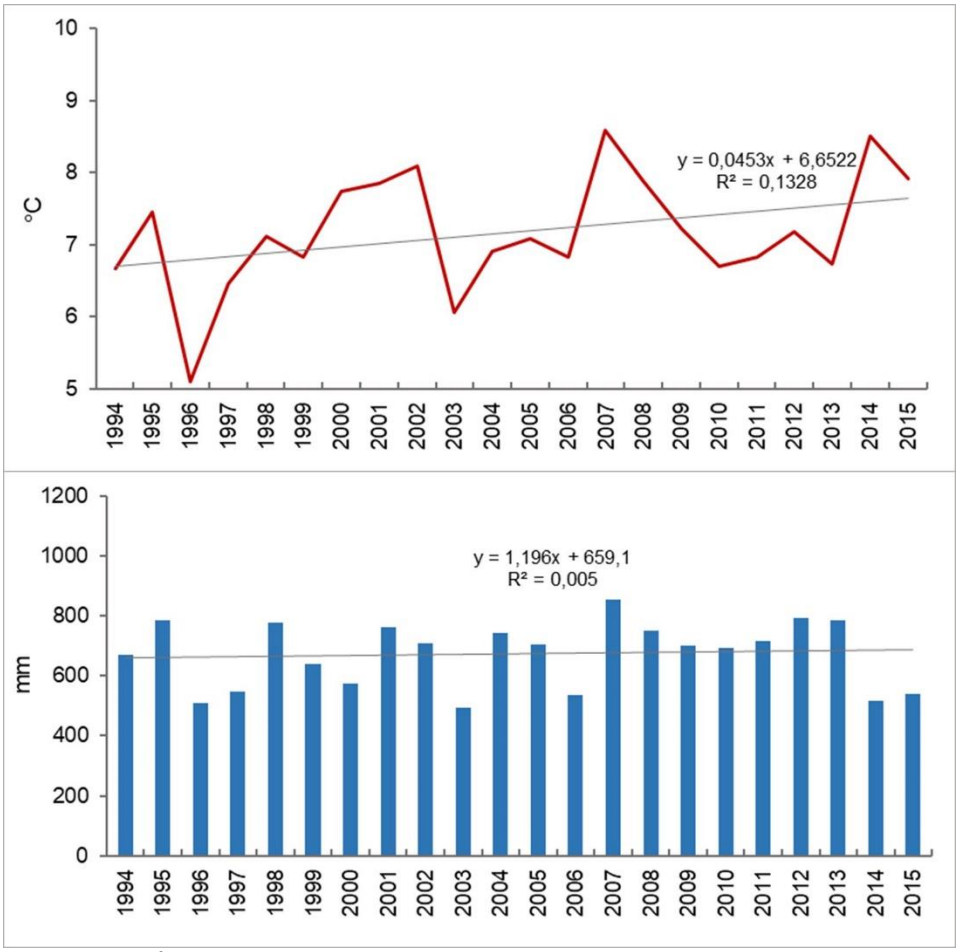
Analiza wyników pomiarów reżimu termiczno-opadowego w latach hydrologicznych wskazuje, że w regionie Puszczy Boreckiej obserwuje się tendencję wzrostu temperatury powietrza (0,5°C na 10 lat) i wzrostową tendencję opadów (22 mm na 10 lat) (*Ryc. 3.3.5*). Taka tendencja może mieć istotny wpływ na jakość parametrów środowiskowych w Regionie Stacji Puszcza Borecka w tym między innymi na długość okresu wegetacyjnego zbiorowisk roślinnych i budujących je gatunków.



Ryc. 3.3.4. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Istotnym czynnikami ryzyka związanymi z presją na środowisko na obszarze zlewni reprezentatywnej Stacji Puszcza Borecka, ze względu na jej naturalny i niezdegradowany charakter oraz niski stopień antropopresji, jest transgraniczne przenoszenie zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego oraz opadów. Pomiary jakości powietrza w stacji wykonywano metodami wskaźnikowymi (pasywnymi) oraz referencyjnymi (manualnymi i automatycznymi).

Wyniki pomiarów dwutlenku siarki (SO_2) i dwutlenku azotu (NO_2) uzyskanych metodą wskaźnikową wykazywały systematyczny spadek stężenia SO_2 w okresie 2003-2010, następnie wzrost w latach 2011 i 2012, a potem stabilizację w okresie 2012-2015 – na poziomie wartości z lat 2003-2004. Odwrotną sytuację zaobserwowano w przypadku NO_2, gdzie po dwóch latach na równym poziomie i spadku w roku 2005, w następnym roku odnotowano wzrost średniego rocznego stężenia; w latach 2006-2010 średnie roczne stężenie NO_2 utrzymywało się na zbliżonym poziomie, a w roku 2011 wzrosło do wartości maksymalnej w okresie prowadzenia badań; od roku 2012 ulegało stopniowemu zmniejszeniu, a w latach 2014 i 2015 wróciło do poziomu z lat 2003-2004 (*Ryc. 3.3.6*).



Ryc. 3.3.5. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

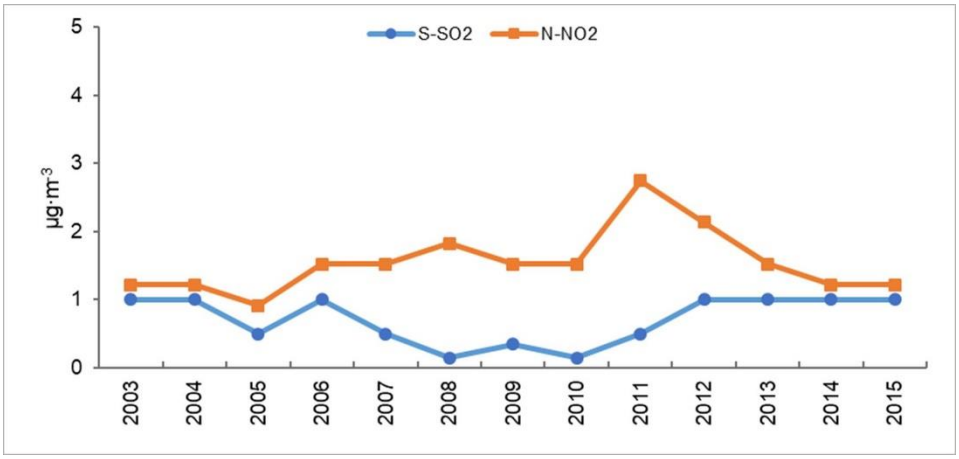
W Stacji Puszcza Borecka realizowano również badania stężenia związków siarki (SO_2 i SO_4^{2-}) i azotu (NO_2, HNO_3+NO_3^- i NH_3+NH_4^+) metodami manualnymi oraz stężeń ozonu (O_3) i dwutlenku węgla (CO_2) metodami automatycznymi (*Tab. 3.3.5*).

Badania wykonywane metodami referencyjnymi wskazują, że w ostatnich latach dynamika zmian średnich rocznych stężeń związków siarki i azotu w powietrzu była mniejsza niż w pierwszej połowie lat dziewięćdziesiątych (wyjątek stanowiły beztlenowe związki azotu), choć większa niż w okresie 2001-2006 (dla związków azotu). W latach 2003-2005 obserwowano wyraźne zbliżenie wartości średnich rocznych stężeń tlenowych związków siarki i azotu, ale było ono mniej widoczne w ostatnich latach, choć wyraźniejsze niż w latach 90-tych ubiegłego stulecia (*Ryc. 3.3.7*). W ostatnich latach obserwuje się zbliżone wartości siarki w postaci SO_2 i SO_4^{2-} oraz - azotu w postaci NO_2

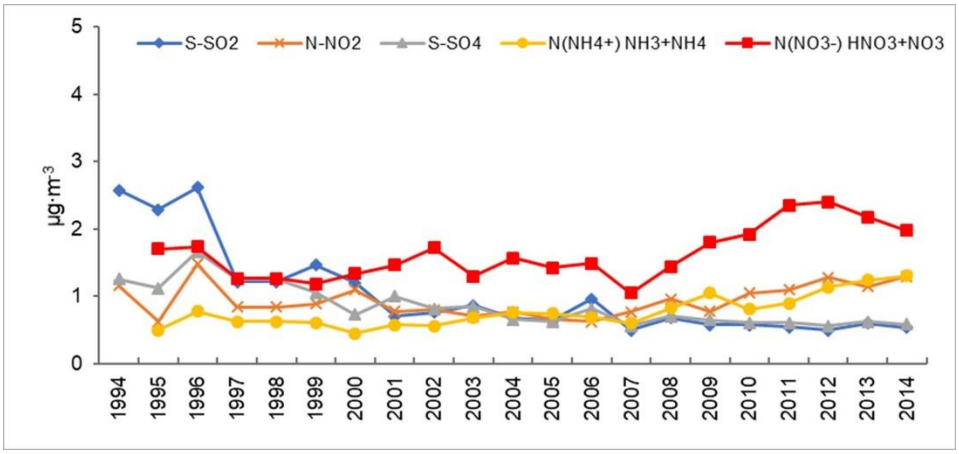
i HNO_3+NO_3^-. Od takiego obrazu odbiegają stężenia azotu zredukowanego – w formie NH_3+NH_4^+.

Tab. 3.3.5. Średnie roczne stężenia zanieczyszczeń powietrza w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Rok	$S\text{-}SO_2$	$N\text{-}NO_2$	O_3	CO_2	$S\text{-}SO_4^{2-}$	$N(NH_4^+)$ NH_3+NH_4^+	$N(NO_3^-)$ HNO_3+NO_3^-
	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	ppm	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$
1994	2,58	1,16			1,26		
1995	2,29	0,63			1,12	0,50	1,71
1996	2,62	1,48			1,67	0,78	1,74
1998	1,22	0,84	55,71		1,26	0,63	1,27
1999	1,47	0,89	65,48		1,06	0,61	1,19
2000	1,20	1,10	62,21		0,73	0,45	1,34
2001	0,71	0,78	55,95		1,00	0,58	1,47
2002	0,76	0,80	62,46	371,64	0,82	0,56	1,72
2003	0,87	0,71	60,89	374,01	0,85	0,68	1,30
2004	0,68	0,77	53,87	377,67	0,66	0,76	1,57
2005	0,64	0,66	54,53	380,53	0,63	0,75	1,43
2006	0,96	0,63	61,80	385,47	0,82	0,69	1,49
2007	0,50	0,77	59,30	384,62	0,56	0,60	1,05
2008	0,68	0,96	55,39	398,85	0,71	0,83	1,44
2009	0,58	0,78	51,14	401,66	0,65	1,05	1,80
2010	0,58	1,05	60,36	413,36	0,61	0,81	1,92
2011	0,55	1,10	60,67	411,98	0,61	0,90	2,35
2012	0,50	1,28	59,98	416,08	0,56	1,14	2,40
2013	0,60	1,15	58,19	414,99	0,63	1,24	2,18
2014	0,54	1,30	59,63	414,60	0,59	1,31	1,98
2015	0,39	1,18	56,26	419,24	0,61	0,85	2,26



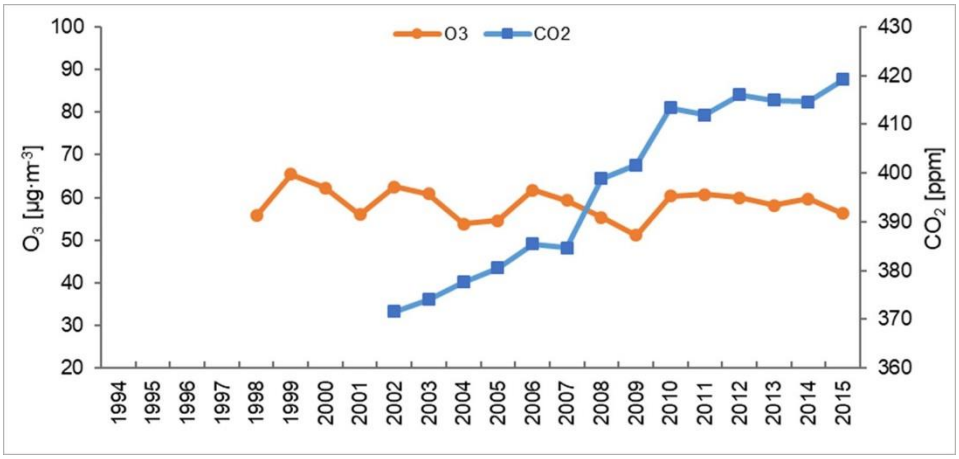
Ryc. 3.3.6. Stężenie średnie roczne $S\text{-}SO_2$ i $N\text{-}NO_2$ w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2003-2015 (metoda wskaźnikowa)



Ryc. 3.3.7. Stężenie średnie roczne zanieczyszczeń powietrza w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015 (metody referencyjne)

Ważnym wskaźnikiem mającym wpływ na poziom uszkodzeń roślinności (szczególnie upraw rolnych) są stężenia ozonu (O_3). W latach 1996–2015 średnie roczne wartości stężenia ozonu wahały się w przedziale 50-65 µg·m^{-3}, wykazując niewielką tendencję spadkową (około 1 µg·m^{-3} na 10 lat). Najwyższe wartości stężenia ozonu miały miejsce w latach, w których wystąpiły sprzyjające warunki pogodowe (głównie termiczno-opadowe, radiacyjne i aktynometryczne) do tworzenia się ozonu w dolnych warstwach atmosfery. Wyniki badań wskazują na pewną cykliczność wyznaczaną lokalnymi, maksymalnymi wartościami w przebiegu zmian średnich rocznych wartości stężenia ozonu, powtarzającą się co 3-4 lata (*Ryc. 3.3.8*). Potwierdzeniem obserwowanych w Stacji Puszcza Borecka zmian klimatycznych, poza zmianami w reżimie termiczno-opadowym, jest wyraźnie rosnąca tendencja wartości stężeń średnich rocznych dwutlenku węgla (CO_2). Na uwagę zasługuje wyraźny wzrost wartości w okresie 2002-2010 oraz stabilizacja na poziomie około 415 ppm a okresie późniejszym.

Notowane w Stacji Puszcza Borecka wartości stężenia dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i ozonu, w świetle obowiązujących przepisów prawa (RMŚ 1031, 2012) nie stanowią zagrożenia ani dla roślin, ani dla zdrowia ludzi. Stężenia SO_2 osiągały ponad kilka procent poziomu dopuszczalnego dla kryterium ochrony zdrowia i ochrony roślin, a stężenia NO_2 – kilkanaście procent. Wartości maksymalne 8-godzinnej średniej kroczącej stężenia O_3 przekraczały poziom docelowy, ale liczba dni z przekroczeniami była mniejsza od dopuszczalnej dla kryterium ochrony zdrowia. Obliczone wartości wskaźnika AOT40 w okresie wegetacyjnym maj-lipiec były niższe od normowanej dla kryterium ochrony roślin wartości docelowej.



Ryc. 3.3.8. Stężenie średnie roczne O_3 (w okresie 1998-2015) i CO_2 (w okresie 2002-2015) w Stacji Puszcza Borecka

Badania chemizmu opadów atmosferycznych w Stacji Puszcza Borecka realizowane były w ramach programu specjalistycznego Stacji w całym rozważanym okresie 1994-2015 (*Tab. 3.3.6*). Uzyskane wyniki wskazują, że skład chemiczny opadów kształtowany był w wieloleciu przez wiele czynników zmiennych z roku na rok, wśród których niewątpliwie decydującą rolę odgrywało zanieczyszczenie powietrza związane z wielkością emisji zanieczyszczeń do powietrza oraz transportem zanieczyszczeń (Degórska, Prządka 2007; Śnieżek, Degórska 2011). Udział poszczególnych zanieczyszczeń w składzie opadów ulegał pewnym wahaniom, co prowadziło do zmiany układu dominujących składników (*Tab. 3.3.6*).

W ciągu 8 pierwszych lat hydrologicznych (za wyjątkiem lat 1996 i 1999) największy udział procentowy dotyczył siarczanów, a w ciągu następnych lat (za wyjątkiem roku 2006) –jonów amonowych. Od roku 2008 siarczany zajmowały trzecie miejsce, a na drugim miejscu znalazły się azotany. Tym samym bardzo wyraźnie zaznaczała się dominacja składników kwasotwórczych (do których obok siarczanów, azotanów i chlorków należą także jony amonowe). Ich udział w opadach sięgał 80% i więcej. Generalnie zaobserwowano najmniejszy udział potasu i magnezu (*Ryc. 3.3.9*).

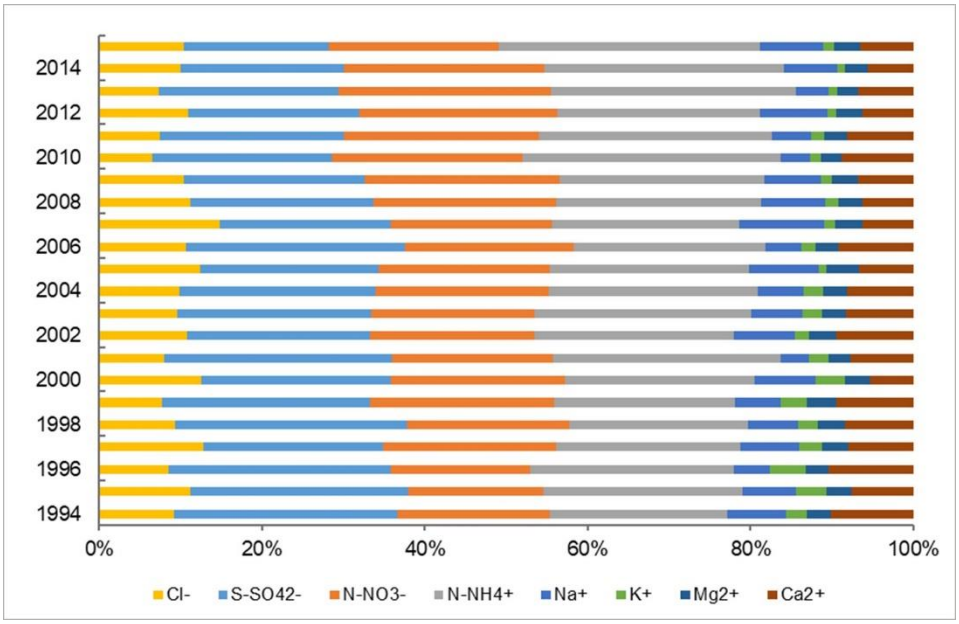
Ładunek substancji wnoszonych z opadami do podłoża jest kształtowany przez stężenie tych substancji w opadach oraz wysokość opadów. Zmiany z roku na rok oraz w skali wielolecia odzwierciedlają zmiany wielkości emisji, szczególnie w skali regionalnej, jak i tendencję zmian wielkości opadów w rejonie Stacji Puszcza Borecka. Całkowity ładunek składników rozpuszczonych, wprowadzony do podłoża w okresie 1994-2015 systematycznie malał, za wyjątkiem roku 2007, gdy odnotowano wzrost jego wartości wskutek wystąpienia maksymalnej sumy rocznej opadu (*Ryc. 3.3.10*). Największe wartości ładunku składników rozpuszczonych miały miejsce w latach 1994 i 1995

(za sprawą wysokich stężeń badanych składników i znaczących sum opadów), a najmniejsze w latach 2014, 2003 i 2015 (za sprawą niskich stężeń i sum opadów).

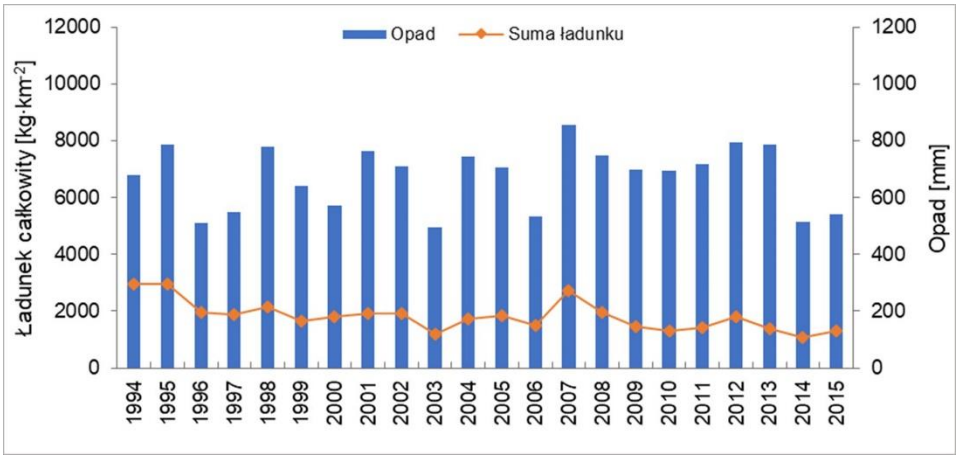
Tab. 3.3.6. Średnie (ważone) roczne wartości zanieczyszczeń opadów atmosferycznych na otwartej przestrzeni, ich pH i przewodności oraz roczne sumy wysokości w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Rok	SEC	pH	SO_4^{2-}	NO_3^-	NH_4^+	Cl^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Opad
	$mS \cdot m^{-1}$	-	$mg \cdot dm^{-3}$								mm
1994	2,81	4,38	3,10	2,71	0,93	0,76	0,39	0,23	0,08	0,48	680,7
1995	2,05	4,46	2,54	2,04	0,87	0,78	0,30	0,29	0,07	0,30	786,3
1996	1,99	4,43	2,68	2,16	0,93	0,62	0,20	0,35	0,07	0,42	510,7
1997	1,66	4,82	1,92	2,41	0,74	0,83	0,31	0,20	0,07	0,29	547,9
1998	1,72	4,73	2,06	1,87	0,59	0,50	0,22	0,14	0,06	0,25	778,0
1999	1,77	4,72	1,74	1,99	0,57	0,39	0,18	0,17	0,06	0,27	639,2
2000	2,38	4,41	1,82	2,16	0,69	0,73	0,28	0,23	0,06	0,17	573,3
2001	1,89	4,72	1,90	1,73	0,71	0,40	0,11	0,13	0,05	0,22	761,4
2002	1,63	4,77	1,59	1,84	0,65	0,56	0,25	0,10	0,06	0,28	709,9
2003	1,35	4,83	1,53	1,67	0,64	0,45	0,19	0,13	0,05	0,22	494,5
2004	1,41	4,72	1,46	1,67	0,59	0,44	0,17	0,12	0,05	0,21	743,0
2005	1,47	4,76	1,49	1,83	0,63	0,62	0,28	0,05	0,07	0,19	704,6
2006	1,36	4,81	1,97	1,97	0,65	0,58	0,16	0,10	0,05	0,28	534,7
2007	1,48	4,84	1,66	2,03	0,68	0,87	0,40	0,08	0,07	0,21	855,7
2008	1,42	4,74	1,53	1,98	0,64	0,56	0,26	0,08	0,05	0,18	749,5
2009	1,21	4,85	1,25	1,73	0,53	0,43	0,19	0,06	0,05	0,16	698,9
2010	1,03	5,01	1,19	1,63	0,64	0,26	0,10	0,06	0,04	0,20	693,6
2011	1,16	4,93	1,23	1,68	0,58	0,30	0,12	0,07	0,04	0,18	716,0
2012	1,40	4,81	1,26	1,88	0,56	0,49	0,24	0,06	0,05	0,16	794,4
2013	1,20	4,83	1,10	1,68	0,56	0,27	0,09	0,04	0,03	0,14	785,4
2014	1,20	4,94	1,15	1,82	0,63	0,42	0,18	0,05	0,04	0,13	515,5
2015	1,30	5,04	1,14	1,71	0,77	0,49	0,24	0,07	0,05	0,17	539,7

Opady na otwartej przestrzeni charakteryzowały się na ogół lekko obniżonym odczynem oraz lekko podwyższoną i nieznaczną przewodnością – według przyjmowanej w ZMŚP klasyfikacji (*Ryc. 3.3.11*). Od tego obrazu odbiegały lata 1994-1996 i rok 2000, gdy opady charakteryzowały się mniejszym odczynem i większą przewodnością.



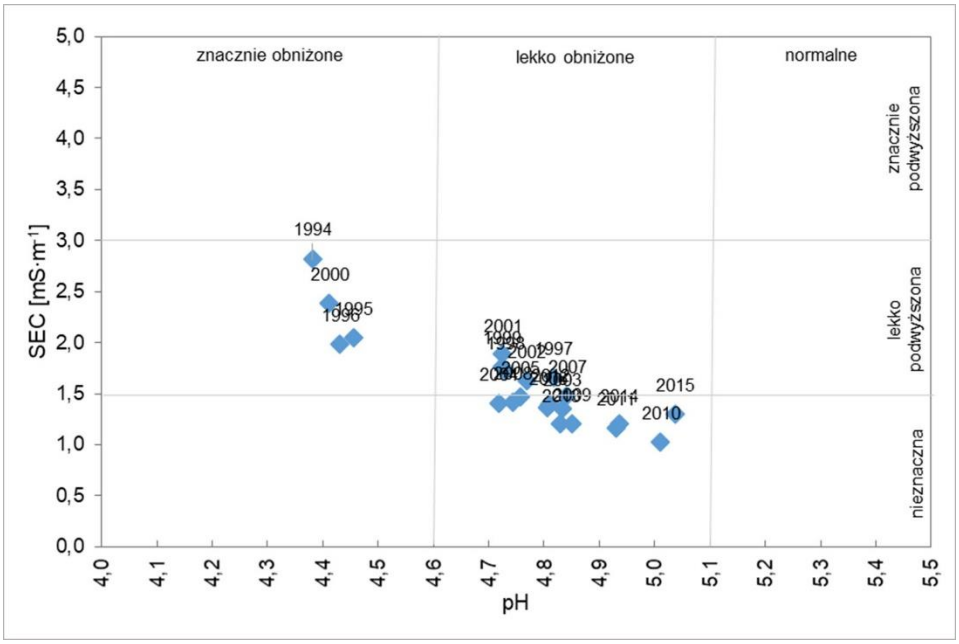
Ryc. 3.3.9. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015



Ryc. 3.3.10. Wartości sumarycznego ładunku rocznego składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

W roku 2012 zatrzymany został systematyczny wzrost odczynu opadów, a w roku 2013 – pomimo nieznacznego wzrostu – średnie roczne pH opadów osiągnęło wartość niższą niż w latach 2009-2011. W roku 2015 odnotowano wzrost wartości pH i była to największa wartość w okresie 1994-2015. Najmniejszą wartość pH notowano w roku 1994 a największą w 2015. Od roku 2003 średnia roczna wartość przewodności elektrolitycznej właściwej opadów

określana jest jako nieznaczna (poniżej 1,5 $mS \cdot m^{-1}$), podczas gdy we wcześniejszych latach była ona lekko podwyższona. Potwierdza to zmniejszającą się ilość składników rozpuszczonych w opadach i wnoszonych z nimi na obszar zlewni. Wartości odczynu opadów na otwartej przestrzeni wykazywały w wieloleciu tendencję rosnącą, a przewodności – malejącą (*Tab. 3.3.6*, *Ryc. 3.3.11)*.



Ryc. 3.3.11. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów na otwartej przestrzeni w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Prowadzone w Stacji Puszcza Borecka badania modyfikacji opadu atmosferycznego po przejściu przez korony drzew pokazują istotny poziom wzbogacenia opadu w składniki zmywane z koron drzew i wymywane z listowia i igieł, a także z kory drzew. Pobór próbek opadu podkoronowego wykonywano od roku 2005 na stanowiskach rozmieszczonych w regularnej siatce pod świerkiem, grabem i dębem. Na drzewach należących do tych samych gatunków, pod którymi zbierane były próbki opadów podkoronowych założono również stanowiska do zbierania próbek spływu po pniach drzew. Takie rozmieszczenie punktów poboru próbek umożliwia odniesienie uzyskiwanych wyników do składu opadów atmosferycznych na otwartej przestrzeni.

Uzyskane wyniki badań pokazują, że odczyn opadów podkoronowych i spływających po pniach grabów był we wszystkich analizowanych latach hydrologicznych większy niż na otwartej przestrzeni, natomiast próbki spływu po pniach świerków i dębów miały bardziej kwaśny odczyn (*Tab. 3.3.6*,

Tab. 3.3.7, *Tab. 3.3.8*, *Ryc. 3.3.12*). W latach 2004-2008 wartości pH spływów po pniach świerków i dębów były zbliżone, a w kolejnych latach pH spływu po dębach rosło (zbliżając się do wartości notowanych w opadach na otwartej przestrzeni), a w spływach po pniach świerków utrzymywało się na niezmienionym poziomie, najniższym ze wszystkich próbek opadów - zarówno na otwartej przestrzeni, jak i w lesie.

Wzbogacenie opadów w składniki po przejściu przez korony i spłynięciu po pniach drzew obrazują zmiany przewodności elektrolitycznej właściwej (świadczącej o zawartości składników rozpuszczonych). W opadach podkoronowych i spływach po pniach grabów przewodność była kilkukrotnie wyższa niż w opadach na otwartej przestrzeni, a w spływach po pniach świerków i dębów – kilkunastokrotnie a nawet kilkudziesięciokrotnie wyższa (*Tab. 3.3.6*-*Tab. 3.3.8*, *Ryc. 3.3.13*). Zbliżone wartości notowano dla opadów podkoronowych i spływów po grabach, a duże podobieństwo charakteryzowało przewodność próbek spływu po pniach świerków i dębów (przy większych rozbieżnościach w poszczególnych latach).

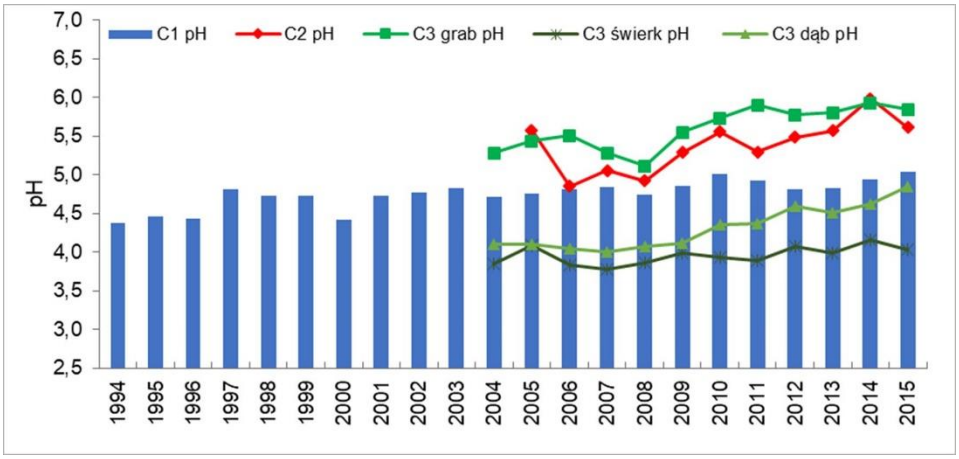
Obliczone dla każdego badanego składnika współczynniki koncentracji, określone jako stosunek stężenia danego składnika w opadzie podkoronowym do stężenia tego składnika w opadzie na otwartej przestrzeni charakteryzują się znaczną zmiennością pomiędzy badanymi składnikami. Wartości współczynnika poniżej 1,0 (wartość odpowiadająca stężeniu równemu w opadach na otwartej przestrzeni) zaobserwowano dla jonów wodorowych, zaś dla jonów amonowych i dla azotanów uzyskano wyniki ok. 2. Największe wartości współczynników koncentracji dla wartości średnich rocznych spośród badanych składników zanotowano dla potasu (ponad 100), magnezu i wapnia (po kilkanaście).

Tab. 3.3.7. Średnie roczne (ważone) stężenia składników oraz średnie pH i przewodność w opadach podkoronowych w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2005-2015

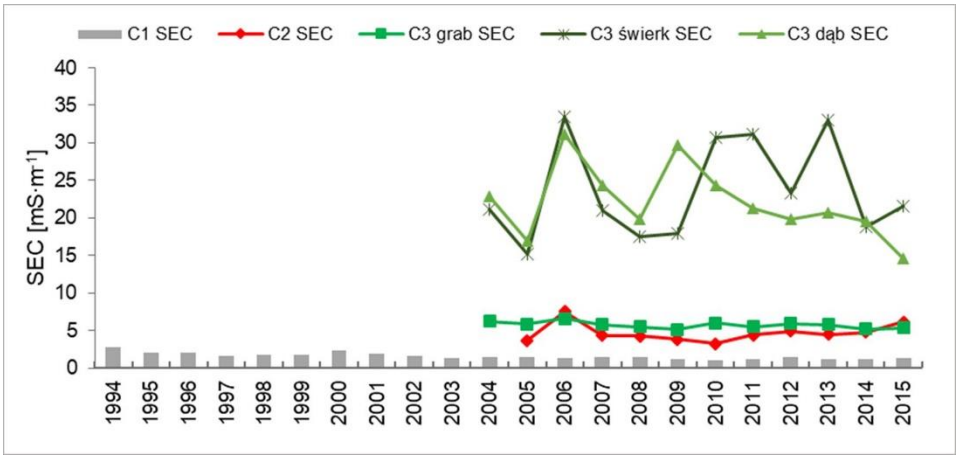
Rok	h	$S\text{-}SO_4^{2-}$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	Cl^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	pH	SEC
	mm	$mg \cdot dm^{-3}$								-	$mS \cdot m^{-1}$
2005	552,2	1,90	1,03	0,62	3,06	1,42	4,53	0,62	2,74	5,58	3,7
2006	404,8	4,06	0,95	2,53	2,59	0,66	8,21	0,83	3,35	4,85	7,5
2007	636,3	1,65	0,81	0,70	2,96	0,85	4,32	0,48	1,56	5,05	4,3
2008	517,3	2,26	0,67	0,80	3,45	0,69	5,27	0,55	1,82	4,92	4,2
2009	474,3	2,73	0,79	0,31	1,44	0,46	5,12	0,45	1,46	5,29	3,8
2010	471,2	2,25	0,73	0,59	0,92	0,28	4,56	0,44	1,49	5,56	3,3
2011	437,8	1,41	1,07	0,92	1,74	0,46	5,51	0,54	1,61	5,30	4,4
2012	519,8	0,91	0,69	0,79	1,95	0,72	6,26	0,72	2,08	5,48	4,9
2013	598,7	1,10	0,61	0,95	1,37	0,31	5,80	0,56	2,28	5,57	4,5
2014	367,6	2,56	1,54	0,52	2,94	0,85	6,34	0,64	2,08	5,99	4,8
2015	346,4	1,23	0,67	1,09	3,13	1,56	8,83	0,90	2,51	5,61	6,1

Tab. 3.3.8. Średnie roczne stężenia składników oraz średnie pH i przewodność w spływach po pniach w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2004-2015

Rok	$S\text{-}SO_4^{2-}$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	Cl^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	pH	SEC
	$mg \cdot dm^{-3}$								-	$mS \cdot m^{-1}$
świerk										
2004	9,92	1,12	1,83	12,32	5,22	8,88	2,03	12,87	3,85	21,1
2005	4,28	0,82	1,04	12,52	5,51	5,94	1,25	6,76	4,09	15,2
2006	11,96	3,07	1,72	10,92	6,11	9,71	2,22	12,97	3,83	33,5
2007	9,28	1,53	1,69	19,87	8,35	9,42	2,16	12,07	3,78	21,0
2008	8,61	1,04	0,56	16,13	7,95	8,68	1,90	11,21	3,86	17,5
2009	8,51	0,67	1,03	12,08	6,55	9,48	1,93	10,97	3,99	18,0
2010	13,75	3,67	5,52	18,58	9,65	20,16	3,56	19,46	3,93	30,8
2011	13,55	3,81	3,52	17,03	9,27	19,33	3,58	19,98	3,88	31,1
2012	8,08	4,52	2,50	21,49	8,36	15,91	2,52	13,02	4,08	23,4
2013	13,17	5,03	6,10	22,79	10,68	22,03	3,64	18,91	3,99	33,1
2014	6,04	2,33	2,12	13,66	6,41	14,24	1,71	9,84	4,16	18,8
2015	6,05	4,05	2,54	16,05	7,66	16,12	2,27	11,88	4,04	21,6
grab										
2004	3,62	0,49	0,48	2,48	0,87	7,40	0,73	4,12	5,28	6,2
2005	3,08	1,09	1,07	5,64	2,75	7,12	0,77	3,36	5,43	5,8
2006	4,18	0,35	0,77	1,83	0,56	7,98	0,67	3,93	5,50	6,5
2007	2,41	0,29	0,72	3,28	1,33	6,75	0,51	2,55	5,28	5,8
2008	3,44	0,26	0,14	2,75	1,06	6,63	0,66	3,34	5,12	5,5
2009	2,41	0,20	0,50	1,76	0,58	7,82	0,48	2,50	5,55	5,1
2010	2,83	0,36	0,94	1,52	0,46	9,06	0,60	3,18	5,73	6,0
2011	2,06	0,63	0,76	1,52	0,49	6,76	0,55	3,26	5,90	5,5
2012	2,40	1,31	1,24	3,56	1,12	8,97	0,73	3,42	5,77	5,9
2013	2,73	0,40	0,84	1,71	0,54	7,40	0,68	3,51	5,80	5,8
2014	2,70	0,54	1,02	3,19	0,93	6,37	0,55	2,81	5,93	5,2
2015	0,96	0,53	1,04	2,37	1,16	8,22	0,62	2,65	5,84	5,4
dąb										
2004	16,60	0,56	0,63	5,75	2,16	29,51	2,54	12,45	4,10	22,9
2005	8,77	0,28	0,89	6,03	2,08	19,75	1,38	7,13	4,10	16,9
2006	7,92	4,31	0,83	6,26	2,90	33,54	2,54	14,18	4,04	31,1
2007	16,50	0,13	0,88	11,85	3,59	31,77	2,59	15,24	4,00	24,3
2008	14,49	0,11	1,07	9,23	3,22	31,79	2,44	13,46	4,08	19,8
2009	18,96	0,05	0,40	10,48	3,95	42,02	3,57	19,61	4,11	29,7
2010	10,27	1,15	1,91	6,03	3,32	38,64	2,52	13,72	4,35	24,3
2011	9,85	0,25	1,81	5,07	2,32	33,10	2,17	12,74	4,37	21,3
2012	7,97	0,77	2,03	9,94	2,33	30,71	1,93	11,95	4,60	19,8
2013	7,98	0,89	2,01	5,38	2,36	33,08	2,14	13,32	4,51	20,7
2014	7,57	2,16	2,70	6,83	2,38	26,82	1,85	10,29	4,62	19,5
2015	5,38	0,35	0,90	7,03	2,48	25,29	1,44	7,90	4,84	14,6



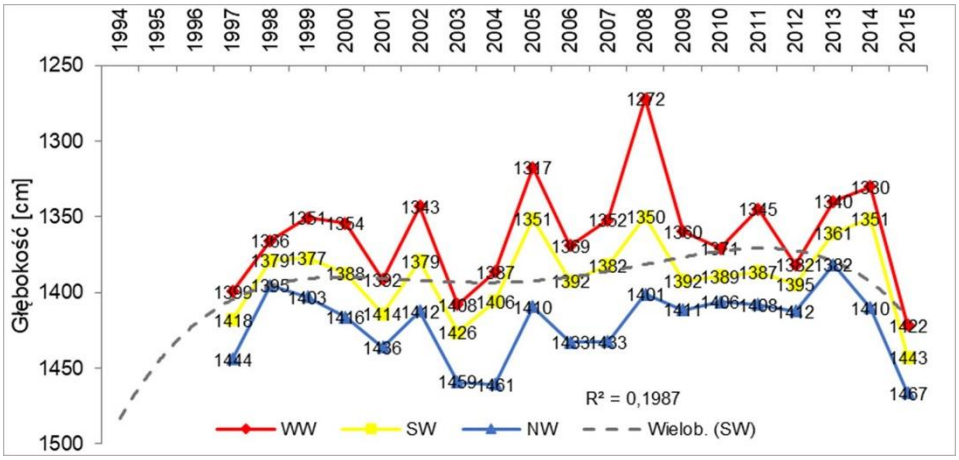
Ryc. 3.3.12. Wartości średnie roczne (ważona) dla odczynu w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), w opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3) w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015



Ryc. 3.3.13. Wartości średnie roczne (ważona) dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), w opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3) w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Badania w kierunku wpływu zmian środowiska na jakość wód podziemnych w Stacji Puszcza Borecka wykonywano od roku 1997 w oparciu o wyniki pomiarów w studni wierconej o głębokości 50 m, która jest eksploatowana od 1993 roku na potrzeby stacji. Pomiary poziomu zwierciadła wody wykonuje się co najmniej raz w tygodniu metodą manualną za pomocą gwizdka hydrogeologicznego (świstawki), zaś pobór próbek wody do badań fizyko-chemicznych - raz na kwartał.

Uzyskane wyniki badań, wartości średnich dla analizowanego okresu pokazują słabo zaznaczoną wzrostową tendencję poziomu wód podziemnych w okresie 1997-2013 i znaczący spadek w latach 2014-2015 (*Ryc. 3.3.14*). Może mieć to związek z przebiegiem rocznych wysokości sumy opadów w rejonie Puszczy Boreckiej, które w ostatnich dwóch latach hydrologicznych znacząco spadły (*Ryc. 3.3.5*). W roku 2015 wszystkie stany wody (minimalny, średni i maksymalny) osiągnęły najniższe poziomy w analizowanym wieloleciu 1997-2015.



Ryc. 3.3.14. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1997-2015

Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1997-2015 różniły się o 175 cm (amplituda zmian) i wyniosły: wartość dolna (Hd) - 1272 cm oraz wartość górna (Hg) 1447 cm (*Ryc. 3.3.14*).

Zmienność miesięcznego wskaźnika zmian retencji w ostatnich 10 latach pokazuje, że region Stacji Puszcza Borecka jest stale zagrożony suszą, szczególnie w okresie od kwietnia do czerwca oraz we wrześniu (*Tab. 3.3.9*). Zagrożenie suszą szczególnie widoczne jest w ostatnich latach (2014-2015), zwłaszcza w okresie od kwietnia do października i jest ono związane z sytuacją termiczno-opadową. Taki stan rzeczy potwierdzają wyniki rocznego wskaźnika zmian retencji (*Tab. 3.3.10*).

Badania fizykochemiczne składu ujmowanej do badań wody ze studni wierconej pokazują, że stan chemiczny zlewni jest dobry. Większość parametrów spełnia kryteria klasy I, z wyjątkiem PO_4^-, HCO_3 i Ca^{2+} oraz przewodności. W praktyce o klasie III wody decydują względnie wysokie zawartości HCO_3 oraz wapnia i fosforany (klasa V) (*Tab. 3.3.11*).

Reprezentatywna zlewnia jeziora Łękuk monitorowana przez Stację Puszcza Borecka jest zlewnią jeziorną. Badania wód w zlewni rozpoczęto już

w latach 80. ubiegłego wieku i prowadzono je z różną częstotliwością i w różnym zakresie (Siuta 1994). Badania te obejmowały zarówno wody jeziora jak i odpływu jeziora i tym samym punktu zamykającego zlewnię oraz na czterech okresowych dopływach z nim związanych (Smoleński, Sieklucki 1997). Uzyskane wyniki badań wskazały, że istotny wpływ na jakość wód w jeziorze mają spływy powierzchniowe, a nie dopływy o okresowym charakterze (trzy z czterech ówcześnie monitorowanych) i niewielkie ilości wody doprowadzane głównym ciekiem. Dlatego od 1994 roku sukcesywnie zwiększano liczbę i częstotliwość badań wód jeziora oraz jednego z dopływów, z którego możliwy był pobór wody (punktu znajdującego się na granicy wyznaczonej zlewni). Należy jednak zaznaczyć, że ze względu na niewielkie ilości wody jakie niesie ze sobą niewielki dopływ oraz z powodu zniszczeń urządzeń pomiarowych na punkcie zamykającym jezioro oraz zlewnię przez bobry, wiarygodne dane obejmują okres 2003-2008.

Tab. 3.3.9. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2005-2015

Rok	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2005	-0,03	0	0,1		0,03	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02	0,1	0,1
2006	-0,02	-0,02	-0,01	-0,01	0,07	-0,05	-0,08	-0,22	-0,11	0,05	-0,09	-0,07
2007	0,13	0,08	0,1	0,07	0,09	-0,23	-0,02	-0,07	-0,16	0,28	-0,14	0,16
2008	0,11	-0,13	0,18	0	-0,06	0,67	-0,22	-0,5	-0,27	0,07	-0,18	-0,12
2009	0,15	-0,17	0,17	0,19	0,21	-0,01	-0,25	-0,16	0,1	-0,1	-0,05	0,08
2010	0,15	-0,17	0,17	0,19	0,21	-0,01	-0,25	-0,16	0,1	-0,1	-0,05	0,08
2011	-0,06	-0,08				-0,05	-0,04	-0,02	0,01	-0,01	-0,19	0,29
2012	-0,06	-0,08				-0,05	-0,04	-0,02	0,01	-0,01	-0,19	0,29
2013	0,16	0,07	0,04	0,06	0,08	0,04	-0,37	-0,06	0,1	0,13	0,04	0,06
2014	0,07	0,13	0	0	-0,06	-0,12	-0,07	0,04	-0,49	-0,15	-0,1	-0,09
2015	-0,09	0,03	0	0,08	0,09	-0,02	-0,15	-0,18	0,04	-0,03	-0,05	-0,08

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.3.10. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2005-2015

Punkt pom.	R_r										
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Studnia	0,02	-0,05	0,03	-0,04	0,013	0,013	-0,02	-0,02	0,029	-0,07	-0,03

μ - współczynnik odsączalności

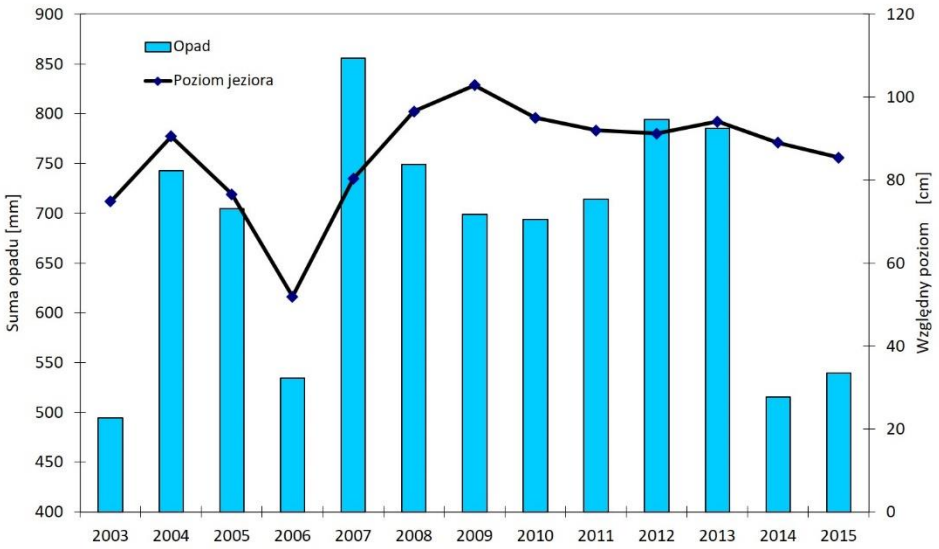
$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.3.11. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1995-2015 - studnia wiercona

Rok	pH	PEW	Ca^{2+}	Na^{+}	Mg^{2+}	K^{+}	PO_4^{3-}	HCO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	NO_3^{-}	NH_4^{+}	Stan chemiczny zlewni
klasa	-	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$										
1995	7,3	69,3	118,3	16,0	21,5	4,32	25,3	414,8	21,6	17,1	0,44	0,26	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
1996	6,9	70,1	119,9	10,8	21,3	4,0	18,9	420,0	19,0	17,9	0,12	0,16	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
1997	7,2	70,8	128,2	11,4	23,0	2,8	24,8	440,4	22,9	19,1	0,04	0,17	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
1998	7,3	70,6	128,7	11,7	23,0	2,8	68,2	440,4	19,9	19,9	0,05	0,12	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
1999	7,2	74,1	128,0	10,6	22,3	3,0	7,6	441,6	19,6	17,2	0,05	0,09	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2000	7,2	74,4	130,3	11,3	22,5	2,8	6,8	449,4	19,4	17,8	0,09	0,11	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2001	7,5	82,5	133,1	12,2	23,2	2,6	12,5	460,6	22,1	21,6	0,00	0,13	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2002	7,5	74,4	127,5	11,4	22,8	2,2	26,0	451,4	21,5	19,6	0,09	0,12	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2003	7,3	75,3	131,0	12,2	23,3	2,5	55,5	448,4	21,7	19,2	0,09	0,13	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2004	7,3	73,5	131,0	11,8	22,9	2,6	43,4	447,6	17,8	18,9	0,27	0,16	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2005	7,3	77,0	128,1	10,1	21,1	2,7	22,0	439,2	19,7	16,1	0,01	0,06	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2006	7,3	70,0	127,7	9,7	21,4	2,7	50,3	444,4	17,7	14,8	0,01	0,08	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2007	7,3	72,3	130,6	6,8	18,8	2,1	17,9	464,3	9,1	10,8	0,14	0,03	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2008	7,4	71,1	131,6	6,7	18,8	1,9	27,0	459,5	9,2	9,5	0,28	0,04	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2009	7,3	71,9	130,1	7,8	19,4	2,2	26,9	447,6	11,1	10,1	0,05	0,16	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2010	7,3	71,9	129,8	7,6	19,6	2,1	14,2	467,7	9,8	8,9	0,08	0,10	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2011	7,7	77,2	128,0	10,0	22,1	2,5	10,3	447,3	18,5	15,4	0,18	0,09	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2012	7,7	77,3	129,4	8,9	22,0	2,9	21,0	463,6	14,2	11,2	0,11	0,09	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2013	7,5	68,4	121,7	5,9	16,5	2,0	15,0	451,4	8,5	5,4	0,23	0,10	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2014	7,6	73,6	127,4	9,2	20,9	3,0	17,5	466,7	13,2	12,7	0,06	0,48	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	
2015	7,4	81,9	138,0	12,1	24,1	3,5	28,7	460,6	23,1	21,5	0,02	0,23	dobry
klasa	I	II	III	I	I	I	V	III	I	I	I	I	



Ryc. 3.3.15. Roczne sumy opadów atmosferycznych i poziomu wód jeziora Łękuk w okresie 2003–2015

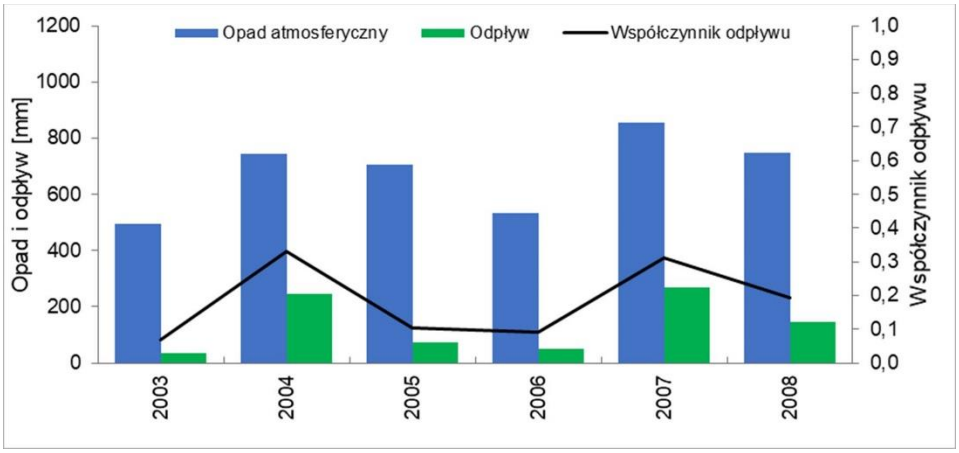
W analizowanym wieloleciu amplituda zmian wysokości rocznych opadów wyniosła 361 mm, natomiast amplituda poziomu wód jeziora – 51 mm. Istnieje pewna zależność średniego rocznego poziomu wód jeziora od sumarycznej wysokości opadów, lecz nie jest istotna statystycznie (kwadrat współczynnika korelacji $r^2 = 0{,}21$). Na taki stan rzeczy wpływ miały także takie czynniki meteorologiczne, jak dopływ energii promieniowania słonecznego do powierzchni ziemi, temperatura i wilgotność powietrza oraz prędkość wiatru, które kształtowały warunki parowania z jeziora. Istotnym jest również fakt, że od wielu lat bobry coraz skuteczniej regulują poziom wody wokół swoich żeremi.

Przeprowadzone równolegle badania i analizy w zakresie oceny korelacji wielkości odpływu wód z jeziora z opadami atmosferycznymi pokazują dużą zgodność ($r^2 = 0{,}75$), co potwierdza fakt, iż to właśnie spływ powierzchniowy decyduje nie tylko o jakości wody w jeziorze, ale również o jego poziomie (*Ryc. 3.3.16*).

Zmienność przepływów na odpływie obrazują tzw. przepływy charakterystyczne I stopnia (*Tab. 3.3.12*, *Tab. 3.3.13*).

Jak pokazują wyniki badań, w niektórych latach zdarzały się okresy tzw. suchego cieku, w których nie było odpływu wód z jeziora (2005-2006). Charakterystyczne dla zlewni jeziora Łękuk jest to, że zdarzały się okresy z odpływem maksymalnym, przekraczającym 2 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2004 rok) i nie przekraczającym 0,25 $m^3 \cdot s^{-1}$. Można zauważyć, że w roku 2006 charakteryzującym się niedużymi przepływami i okresami bezodpływowymi,

względna amplituda zmian poziomu wód była największa w analizowanym okresie, zaś najmniejsza w roku 2003.



Ryc. 3.3.16. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 2003-2015 w zlewni Stacji Puszcza Borecka

Tab. 3.3.12. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym odpływu (100) w latach 2003-2008

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 2003-2008)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
2003	0,0005	0,0251	0,2138	8,49
2004	0,0002	0,1098	2,0447	18,61
2005	0,0000	0,1032	1,3838	13,42
2006	0,0000	0,0217	0,6154	28,30
2007	0,0002	0,1195	1,2066	10,10
2008	0,0000	0,0646	1,1032	17,07

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.3.13. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym odpływu (100) w latach 2003-2008

Przepływy charakterystyczne II stopnia (2003–2008)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,0000	SNQ	0,0217	WNQ	0,2138
NSQ	0,0002	SSQ	0,0740	WSQ	1,0946
NWQ	0,0005	SWQ	0,1195	WWQ	2,0447

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Na uwagę zasługuje fakt, iż prowadzone badania przebiegu zmian temperatury w czasie i w profilu pionowym jeziora wskazują na dużą statyczność wód jeziora i bradymiktyczny typ mieszania wód. Uzyskane wyniki potwierdzają fakt, że obserwowany z roku na rok zakres zmian natlenienia wód hypolimnionu jeziora Łękuk nie różni się od stwierdzanego w innych jeziorach polskich poddanych minimalnej presji antropogenicznej, objętych monitoringiem od blisko 20 lat.

Tab. 3.3.14. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód Jeziora Łękuk w Stacji Puszcza Borecka w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3^-	$S\text{-}SO_4^{2-}$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	Cl^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	zawiesina	pH	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5
	mg·dm^{-3}										-	µg·dm^{-3}		mS·m^{-1}	mg·dm^{-3}	
1994	193,2	6,7	0,10	0,03	4,1	3,0	1,4	8,0	56,2	63,3	8,2	29,0	27,5	30,4		
1995	176,9	8,7	0,22	0,04	4,6	2,9	1,2	7,9	54,4	58,0	8,0	35,5	36,3	30,3		
1996	177,8	7,9	0,17	0,04	4,3	2,8	1,4	7,7	54,0	58,3	7,9	36,1	18,3	31,6		
1997	210,0	8,2	0,12	0,07	4,7	3,3	1,5	9,0	62,0	68,9	8,0	53,9	17,3	31,6		
1998	192,2	7,3	0,42	0,05	4,3	2,9	1,4	8,2	57,0	63,0	8,2	46,5	39,3	29,8		
1999	211,1	4,9	0,15	0,05	3,7	2,9	1,5	8,7	60,7	69,2	8,2	48,8	23,8	33,1		
2000	200,1	6,0	0,28	0,02	4,5	2,9	1,6	8,5	57,5	65,6	8,1	30,2	52,6	32,1		
2001	203,3	6,6	0,40	0,05	4,6	2,8	1,6	8,5	57,6	66,7	8,1	39,7	30,7	33,1		
2002	209,4	2,2	0,21	0,09	4,5	2,9	1,6	8,7	58,5	68,7	8,1	55,3	24,3	32,3		
2003	199,3	6,4	0,13	0,08	4,7	2,8	1,5	8,7	56,9	65,3	8,1	60,0	14,7	32,1		
2004	202,1	7,0	0,32	0,08	4,6	2,8	1,5	8,4	60,2	66,3	8,2	52,7	62,8	32,7		
2005	198,7	5,1	0,29	0,06	4,7	2,7	1,6	8,0	56,0	65,1	8,4	50,7		31,8		
2006	198,7	5,1	0,19	0,10	5,1	2,9	1,8	8,5	56,7	65,1	8,4	44,7	9,7	31,0		
2007	204,0	5,3	0,52	0,09	5,7	3,3	2,0	9,2	57,4	66,9	8,2	67,2	15,7	31,2		
2008	208,9	3,9	0,92	0,04	5,5	3,0	1,8	8,8	58,5	68,5	8,3	45,5	33,9	33,3		
2009	213,5	3,7	0,29	0,24	5,3	3,0	1,8	8,8	59,5	70,0	8,3	51,1	22,0	34,0	5,4	1,4
2010	216,6	4,9	0,15	0,46	4,9	2,9	2,1	8,6	60,2	71,0	8,4	50,2	24,0	32,6	9,8	2,6
2011	216,6	3,3	0,27	0,16	4,9	2,8	2,0	8,8	60,8	71,0	8,5	58,0	18,5	34,3	10,8	3,7
2012	219,6	3,1	0,11	0,32	5,2	2,8	2,2	8,8	59,8	72,0	8,4	47,0	9,0	33,4	11,5	3,0
2013	222,7	2,8	0,90	0,31	4,8	2,7	2,4	8,6	57,4	73,0	8,2	39,5	45,0	33,4	6,9	2,7
2014	228,8	3,3	0,62	0,27	5,0	2,9	2,1	9,3	61,5	75,0	8,1	76,0	52,5	36,4	6,4	2,5
2015	219,6	5,2	0,20	0,28	5,7	3,1	2,2	9,6	61,7	72,0	8,3	48,5	31,5	35,4	8,1	1,9
1994-2015	205,6	5,3	0,32	0,13	4,8	2,9	1,7	8,6	58,4	67,4	8,2	48,5	29,0	32,5	8,4	2,5

Wyniki badań chemizmu wód jeziora Łękuk w okresie 1994-2015 pokazują, że głównym rozpuszczonym składnikiem wód jest kwaśny węglan wapnia $Ca(HCO_3)_2$. Podobna sytuacja ma miejsce dla wód podziemnych, co tylko potwierdza, że jest to typowy skład dla środowiska glacjalnego, a mają miejsce

spływy powierzchniowe oraz zasilanie jeziora wodami podziemnymi. Wody te są dość wysoko zmineralizowane i należą do typu wód wodoro-węglanowo-wapniowych. Skład jonowy wód jeziornych układa się w szereg: HCO_3^->Ca^{2+}>Mg^{2+}>SO_4^{2-}>Cl^->Na^+>K^+>NO_3^-> NH_4^+ i jest taki sam, jak skład wód cieku odprowadzającego wody jeziorne ze zlewni jeziora Łękuk (*Tab. 3.3.14*).

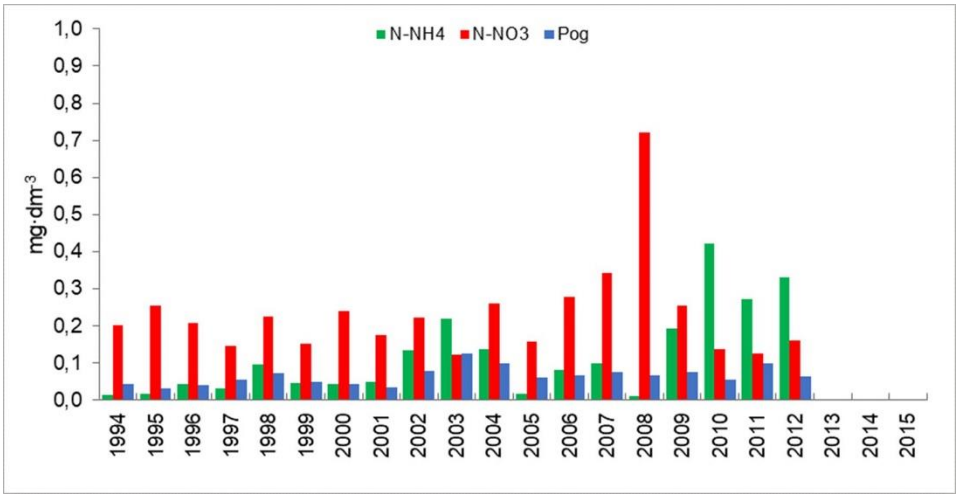
W całym analizowanym okresie zauważa się dużą stabilność wartości stężeń prawie wszystkich związków, które podlegają wahaniom sezonowym. Od początku pomiarów zauważa się istotny statystycznie dodatni trend w odniesieniu do koncentracji potasu, magnezu i chlorków, które występują powszechnie w wodach powierzchniowych i pochodzą głównie z ługowania skał i gleb, a chlorki dodatkowo z opadów atmosferycznych (*Tab. 3.3.15*). Wzrost zawartości potasu i magnezu oraz fosforu może również być związany z rolniczym wykorzystaniem części zlewni znajdującej się w pobliżu jeziora. Ponadto wody jeziorne charakteryzują się względnie wysoką zawartością tlenu i niskim wskaźnikiem biologicznego zapotrzebowania tlenu (BZT_5).

Badane związki biogenne w jeziorze Łękuk w latach 1994-2015 wykazują wyraźne tendencje wzrostowe. Podobne zmiany zrejestrowano na odpływie jeziora, przy czym stężenia związków biogennych były generalnie niższe, zwłaszcza w przypadku tlenowych związków azotu. Azotany osiągnęły najwyższe stężenia w latach 2008 i 2013. W przypadku beztlenowych związków azotu, znaczący wzrost ich stężeń zaobserwowano od 2009 roku. Najbardziej stabilnymi wartościami w wieloleciu charakteryzują się stężenia fosforu ogólnego (*Ryc. 3.3.17*, *Ryc. 3.3.18*).

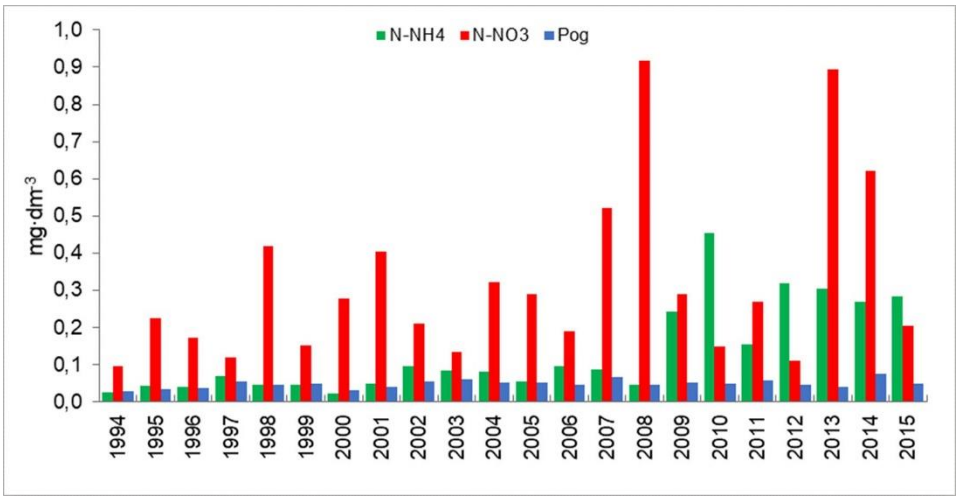
Analiza ładunku odprowadzanego z jeziora Łękuk (przeprowadzona dla lat, gdy możliwe było wykonanie obliczeń ze względu na brak aktywności bobrów) pokazuje, że największe ładunki dotyczą HCO_3^- i Ca^{2+}, zaś najmniejsze związków biogennych - azotu i fosforu (*Ryc. 3.3.19*).

Tab. 3.3.15. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód odpływu (100) z Jeziora Łękuk w Stacji Puszcza Borecka w okresie 2003-2008

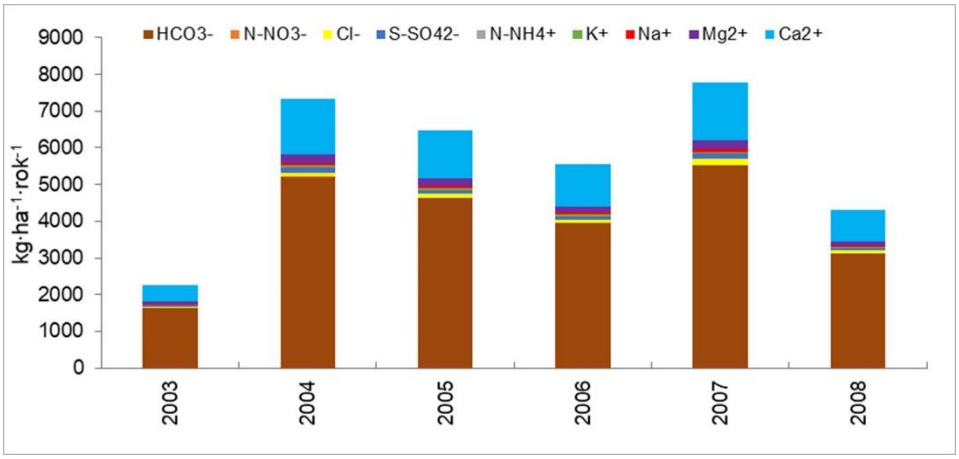
Rok	HCO_3^-	$S\text{-}SO_4^{2-}$	$N\text{-}NO_3^-$	$N\text{-}NH_4^+$	Cl^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	zawie-sina	pH	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5
	mg·dm^{-3}										-	µg·dm^{-3}		mS·m^{-1}	mg·dm^{-3}	
2003	222,7	5,3	0,12	0,22	4,8	2,9	2,1	9,1	60,8		7,5	125,0	43,8	35,9		
2004	210,5	6,1	0,26	0,14	4,3	2,9	1,8	8,7	61,2		7,9	97,7	71,0	33,4		
2005	212,5	4,9	0,16	0,02	4,7	2,8	2,7	8,4	59,7		7,9	61,4		35,7		
2006	198,9	4,8	0,28	0,08	5,0	2,9	1,9	8,5	58,0		8,0	65,8	12,5	32,1		
2007	205,4	5,5	0,34	0,10	5,9	3,0	1,7	8,8	58,9		8,0	75,7	16,7	33,9		
2008	213,5	4,0	0,72	0,01	5,7	3,0	1,8	9,0	59,2		7,9	66,5	38,8	33,6		1,2
2003-2008	210,6	5,1	0,31	0,09	5,1	2,9	2,0	8,8	59,6		7,9	82,0	36,5	34,1		1,2



Ryc. 3.3.17. Rozkład stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NH_4^+$, $P_{og.}$) na odpływie jeziora Łękuk w okresie 1994-2015



Ryc. 3.3.18. Rozkład stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NH_4^+$, $P_{og.}$) w jeziorze Łękuk w okresie 1994-2015



Ryc. 3.3.19. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w odpływie jeziora Łękuk dla okresu 2003-2008

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Prowadzone badania w Stacji Puszcza Borecka pokazują, że cechą charakterystyczną obserwowanych warunków termicznych rejonu Puszczy Boreckiej w analizowanym okresie 1994-2015 jest wyraźna i stała tendencja wzrostu średniej rocznej temperatury powietrza, co prowadzi do wydłużenia okresu wegetacyjnego. Zauważa się również wzrost częstości występowania silnych porywów wiatru, zarówno w chłodnej, jak i w ciepłej porze roku, Podobnie jest z zakłóceniem reżimu opadowego, gdyż nie rzadko zdarzają się długie okresy bezopadowe (susze) oraz okresy intensywnych i gwałtownych opadów (deszcze nawalne). Wszystko to jest związane z intensyfikacją występowania zjawisk ekstremalnych oraz ma istotny wpływ na stan ekosystemów regionu Puszczy Boreckiej, który ze względu na niski stopień antropopresji oraz rozległe tereny zalesione i ukształtowanie terenu, ma charakter zdecydowanie łagodzący i modyfikujący zmiany klimatyczne, m.in. poprzez: (1) obniżenie średniego poziomu temperatury rocznej w stosunku do regionów sąsiednich oraz (2) niwelowanie efektu nawalnych deszczy czy susz poprzez naturalną retencję wody itd. Stąd, prognozowane zmiany klimatu dla tego regionu mogą nie być takie dotkliwe jak by wynikało z krajowych i międzynarodowych scenariuszy. Do takiego stanu rzeczy przyczyniają się również prowadzone działania w ramach polityki adaptacyjnej, m.in. w zakresie gospodarki leśnej, czy ochrony obszarów NATURA 2000 i tworzenia ścisłych rezerwatów. Jak pokazują analizy prowadzone w Stacji Puszcza Borecka, istotnym elementem adaptacyjnym są również niewielkie zmiany zagospodarowania i użytkowania terenu zlewni reprezentatywnej (w tym brak przekształceń obszarów naturalnych na użytkowane rolniczo), do czego

przyczynia się polityka Instytutu Ochrony Środowiska - Państwowego Instytutu Badawczego, współpracującego z Nadleśnictwem Borki poprzez utrzymanie swoich terenów w naturalnej kondycji (Instytut utrzymuje swoje tereny stanowiące naturalny bufor jeziora w postaci łąk naturalnych utrzymywanych jako trwałe użytki zielone).

Jednym z istotnych elementów presji na środowisko nadal pozostaje zanieczyszczenie powietrza. Pomimo obserwowanych w Stacji Puszcza Borecka malejących trendów wielu zanieczyszczeń, nie maleje poziom ozonu i rośnie dwutlenku węgla oraz związków azotu, co pokazuje, że na jakość środowiska regionu Puszczy Boreckiej nadal kluczowy wpływ ma transport zanieczyszczonego powietrza z terenów oddalonych od stacji (transport transgraniczny), w tym docierających do podłoża ładunków zanieczyszczeń w wyniku suchej i mokrej depozycji.

Potwierdzają to uzyskane wyniki w wieloleciu składu chemicznego opadów, który w analizowanym okresie kształtowany był przez wiele czynników zmiennych z roku na rok. Niemniej jednak decydującą rolę odgrywało zanieczyszczenie powietrza. Udział poszczególnych zanieczyszczeń w składzie opadów ulegał pewnym wahaniom, co prowadziło do zmiany układu dominujących składników. W ostatnich latach zdecydowanie wzrósł udział azotanów. Ładunek substancji wnoszonych z opadami do podłoża jest kształtowany przez stężenie tych substancji w opadach oraz wysokość opadów, a zmiany w skali wielolecia odzwierciedlają generalnie zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń do atmosfery, szczególnie w skali regionalnej. Zmiana reżimu termiczno-wilgotnościowego oraz przede wszystkim jakości powietrza powodują, że całkowity ładunek składników rozpuszczonych w opadach wprowadzony do podłoża w analizowanym okresie 1994-2015 systematycznie malał. Wydaje się, że utrzymanie takiego trendu będzie miało pozytywny wpływ na stan ekosystemów Puszczy Boreckiej, w tym na obniżenie poziomu podatności na procesy eutrofizacji i zakwaszenia.

Stan ekosystemów leśnych Puszczy Boreckiej zależy również od modyfikacji opadu atmosferycznego po przejściu przez korony drzew. Wyniki badań pokazują istotny oraz rosnący poziom wzbogacenia opadu atmosferycznego w składniki zmywane z koron drzew i wymywane z listowia i igieł. Wyniki współczynników koncentracji (stosunek stężenia danego składnika w opadzie podkoronowym do stężenia tego składnika w opadzie na otwartej przestrzeni) charakteryzują się znaczną zmiennością pomiędzy badanymi składnikami. Najwyższe wartości obserwuje się dla potasu, magnezu i wapnia. Stąd, przy jeziornym charakterze zlewni i dominującym udziale spływów powierzchniowych, ma to istotny wpływ na jakość wód, w tym jeziora Łękuk. Potwierdzają to wyniki badań chemizmu wód jeziora oraz odpływu z niego (i całej zlewni) w analizowanym okresie. Wody te są dość wysoko zmineralizowane i należą do typu wód wodoro-węglanowo-wapniowych. Skład

jonowy wód jeziornych jest taki sam, jak skład wód cieku odprowadzającego wody jeziorne ze zlewni i charakteryzuje się dużą stabilnością wartości stężeń, podlegających wahaniom sezonowym, z zaznaczonym istotnym dodatnim trendem koncentracji potasu, magnezu i chlorków pochodzących głównie z wymywania skał i gleb oraz z opadów atmosferycznych.

PODSUMOWANIE

Prowadzone pomiary i wykonywane analizy w Stacji Puszcza Borecka wskazują, że badany ekosystem Puszczy Boreckiej charakteryzuje się niewielką zmiennością wskaźników ekologicznych, co wskazuje na znaczną jego odporność na eutrofizację i zakwaszenie oraz na przewidywane niekorzystne zjawiska związane ze zmianami klimatu. Odporność ekosystemu związana jest relacjami symbiotycznymi tworzącymi się w środowisku w wyniku dużej bioróżnorodności. Przekształcanie zbiorowisk roślinnych poprzez przebudowę struktury i ich składu gatunkowego mogą prowadzić do zachwiania równowagi ekosystemu, osłabiając jego odporność, przez co staje się on bardziej podatny na takie zdarzenia jak np. zmiany klimatu. Takie proces przypisuje się częściowo z jednej strony eutrofizacji, tj. reakcji ekosystemu na dopływ sztucznych lub naturalnych substancji w ekosystemach wodnych, zaś z drugiej zakwaszeniu gleb, z prowadzi do mobilizacji i immobilizacji składników pokarmowych roślin i toksycznych dla środowiska metali ciężkich.

Potwierdzają to obserwacje stanu siedlisk choćby na obszarach objętych działaniami ochronnymi oraz znaczną liczbą gatunków chronionych występujących na obszarze Puszczy Boreckiej. Pomimo obserwowanego wpływu przenoszonych zanieczyszczeń powietrza trans granicznie (wzrost depozycji azotu), tendencji wzrostowych związków biogennych w jeziorze Łękuk (m.in. poprzez intensyfikację rolnictwa) i obserwowanymi zmianami klimatycznymi (tendencję wzrostową poziomu dwutlenku węgla i zmianą reżimu termiczno-opadowego) stan badanej zlewni reprezentatywnej ZMŚP można uznać za bardzo dobry. Sprzyjają temu między innymi procesy naturalne zachodzące w obszarze kompleksu leśnego Puszczy Boreckiej, jego odporności na zachodzące zmiany globalne oraz podejmowane działania ochronne i adaptacyjne (w tym poprzez zachowanie różnorodności biologicznej regulującej klimat lokalnie).

Wyniki badań prowadzonych w Stacji Puszcza Borecka (nie tylko w ramach programu ZMSP) pokazują jednak, iż należy liczyć się z tym, że w niedalekiej przyszłości nieodpowiednie zarządzanie zasobami środowiska oraz wzrost wpływu działalności człowieka poprzez zwiększenie presji na środowisko (zanieczyszczenie powietrza i opadów), prognozowane klimatyczne zmiany regionalne (zmiana reżimy termiczno-opadowego) przy nasileniu się niekorzystnych zjawisk pogodowych (wzrost suszy i fal upałów), może

doprowadzić do zachwiania równowagi badanego ekosystemu i w konsekwencji do pogorszenia sytuacji w kolejnych latach.

LITERATURA:

Chabros J., Gacka-Grzesikiewicz E., Miodek K., Smogorzewska M., Żarska B., 1990. Park Krajobrazowy Puszczy Boreckiej, dokumentacja przyrodnicza i kulturowa. Praca zbiorowa. Maszynopis. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

POP 2010. Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Borki na okres 01.01.2010 – 31.12.2019, Tom I: Program Ochrony Przyrody. BUL i GL. Białystok.

Degórska A., Prządka Z., Śnieżek T., 2010. Ocena stanu środowiska Stacji Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka w roku 2009 na tle wielolecia. W: Raport o stanie środowiska województwa warmińsko-mazurskiego w 2009 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Olsztyn.

Sokołowski A.W., 2006. Lasy północno-wschodniej Polski. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Projekt PZO Ostoja Borecka 2012. Projekt Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 PLH 280016 Ostoja Borecka Opracowano w ramach realizacji projektu POIS.05.03.00-00-186/09 „Opracowanie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na obszarze Polski" współfinansowanego ze środków Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko w ramach działania 5.3 priorytetu V. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Olsztynie. Olsztyn.

http://warszawa.rdos.gov.pl/files/artykuly/19459/PZO/projekt_pzo_puszcza_borecka.pdf

Projekt PZO Puszcza Borecka 2012. Projekt Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 PLB280006 Puszcza Borecka. Opracowano w ramach realizacji projektu POIS.05.03.00-00-186/09 „Opracowanie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na obszarze Polski" współfinansowanego ze środków Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko w ramach działania 5.3 priorytetu V Olsztyn, 2012.

http://warszawa.rdos.gov.pl/files/artykuly/19459/PZO/projekt_pzo_puszcza_borecka.pdf

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego - Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Bibl. Monit. Środ., Warszawa.

Skotak K., Degórska A., Prządka Z., Śnieżek T., 2013. System zapewnienia jakości wyników pomiarów zanieczyszczeń oznaczanych w opadach atmosferycznych na Stacji KMŚ Puszcza Borecka. Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Vol. 14: 55–65.

Degórska A., Skotak K., 2016. Monitoring tła zanieczyszczenia atmosfery w Polsce dla potrzeb EMEP, GAW/WMO i Komisji Europejskiej. Raport Syntetyczny 2015. Główny Inspektora Ochrony Środowiska, Warszawa.

http://powietrze.gios.gov.pl/pjp/documents/download/101982

RMŚ 1031. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 września 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. z 2012 roku poz. 1031)

Śnieżek T., Degórska A., 2011. Zanieczyszczenie powietrza i opadów atmosferycznych na obszarach tła regionalnego w 2009 roku na tle wielolecia. W: Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 roku na tle wielolecia. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Degórska A, Prządka Z., 2007. Sezonowe zmiany warunków meteorologicznych i wybranych zanieczyszczeń powietrza w rejonie Stacji Puszcza Borecka. W: Program ZMŚP, a zadania ochrony obszarów Natura 2000, Biblioteka Monitoringu Środowiska.

Siuta J. (red.), 1994. Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

Smoleński A., Sieklucki L., 1997. Charakterystyka wód zasilających jezioro Łękuk. W: Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego. Stacja Bazowa Puszcza Borecka. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka monitoringu środowiska, Warszawa.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI CZARNEJ HAŃCZY

Lech Krzysztofiak

Wigierski Park Narodowy

WPROWADZENIE

Stacja Bazowa Wigry powstała w październiku 1993 roku, na mocy porozumienia pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Wigierskim Parkiem Narodowym (WPN). Jej funkcjonowanie jest oparte na pracy Pracowni Naukowo-Edukacyjnej WPN. Jednym z podstawowych zadań Stacji jest określanie stanu środowiska oraz kierunków i tempa zachodzących w nim zmian, zarówno w rezultacie procesów naturalnych, jak i w wyniku różnorodnych form antropopresji (Krzysztofiak 1997).

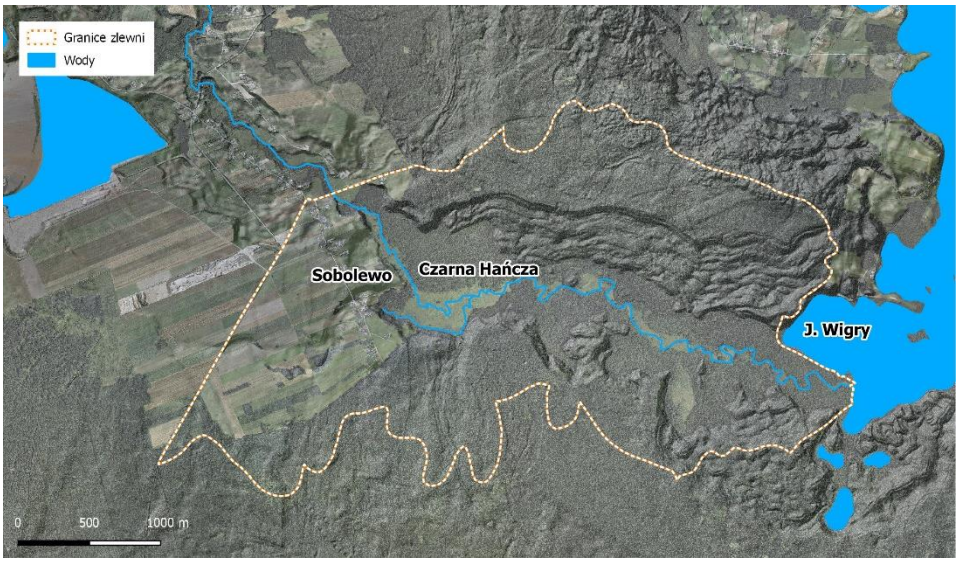
INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Stacja Bazowa Wigry jest położona w krajobrazie młodoglacjalnym, w północno-wschodniej Polsce, na terenie województwa podlaskiego – w jego północnej części, w granicach Wigierskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Część zlewni, leżąca na terenie WPN, jest włączona do sieci obszarów Natura 2000 "Ostoja Wigierska" PLH200004 i "Puszcza Augustowska" PLB200002 oraz podlega ochronie w ramach "Konwencji o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego" (tzw. Konwencja Ramsarska).

Podstawowym obiektem badań Stacji jest fragment zlewni Czarnej Hańczy. Jest to zlewnia różnicowa, wyznaczona przez dwa punkty kontrolno-pomiarowe, zlokalizowane w Sobolewie oraz przy ujściu rzeki do jeziora Wigry. Czarna Hańcza jest głównym obiektem hydrograficznym zlewni. Jej długość w granicach zlewni badawczej wynosi 6,271 km, a całkowita długość rzeki wynosi 141,7 km (w tym 107,8 km znajduje się na terytorium Polski). Od Sobolewa (początek zlewni badawczej) rzeka płynie szybko po żwirowo-kamienistym podłożu i silnie meandruje. Zbliżając się do jeziora Wigry, wyraźnie zwalnia swój bieg, a jej koryto znacznie się pogłębia. Oprócz głównego koryta rzeki na obszarze zlewni znajdują się niewielkie koryta boczne, o łącznej długości 1,606 km (gęstość sieci rzecznej wynosi 0,97 km/km^2).

Według fizycznogeograficznej regionalizacji Polski (Kondracki 2002) teren zlewni znajduje się na Niżu Wschodnioeuropejskim, w obszarze Pojezierza Wschodniosuwalskiego i Równiny Augustowskiej. Zlewnia badawcza obejmuje przestrzeń przyrodniczą rozciągającą się wzdłuż doliny rzecznej Czarnej

Hańczy, na odcinku od Sobolewa do jeziora Wigry, stanowiącą fragment środkowej części dorzecza Czarnej Hańczy (*Ryc. 3.4.1*).



Ryc. 3.4.1. Zlewnia badawcza Stacji Bazowej Wigry

Zlewnia badawcza do 2015 roku obejmowała obszar o powierzchni 8,155 km^2, charakteryzujący się silnie urozmaiconą rzeźbą i zróżnicowaną litologią. Ukształtowanie tego obszaru jest związane z akumulacyjną i erozyjną działalnością ostatniego lądolodu skandynawskiego (Ber 1981). Główną jednostką morfologiczną zlewni jest dolina Czarnej Hańczy. Rozcina ona wysoczyznę polodowcową, która w północnej części jest zbudowana głównie z piasków oraz piasków i żwirów z głazami. Najbardziej północny fragment wysoczyzny zajmuje stosunkowo wyrównana powierzchnia, która znajduje się na wysokości około 170 m n.p.m. Na południe od niej rozciąga się strefa zaburzona, oddzielona od wysoczyzny stromym stokiem o nachyleniu przeważnie 12-21°, położona znacznie niżej, tj. na wysokości 135-145 m n.p.m. Dno doliny jest płaskie, o szerokości od 170 do ok. 800 m, pokryte torfami wieku holoceńskiego o miąższości kilku metrów, podścielonymi przez gytię w pobliżu ujścia do jeziora Wigry.

W południowej części zlewni wyraźnie zaznacza się krawędź morfologiczna, powyżej której znajduje się równina sandrowa zbudowana z piasków, piasków ze żwirami i głazikami. Na jej powierzchni miejscami są widoczne ślady dawnych koryt rzecznych typu roztokowego. Na obszarze zlewni dominują gleby wytworzone głównie z piasków (gleby bielicowe, rdzawe, brunatne kwaśne) i tylko w dnie doliny rzecznej, na utworach organicznych, występują gleby torfowe i murszowo-torfowe.

Zlewnia badawcza ma charakter leśno-torfowiskowy, z udziałem gruntów uprawnych i niewielkich obszarów zabudowanych we wsi Sobolewo. Zdecydowanie dominują środowiska leśne, stanowiące ok. 65% powierzchni zlewni. Na dnie doliny występują głównie olsy – ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* z płatami olsu torfowcowego *Sphagno squarrosi-Alnetum*. Nieco dalej od rzeki występują duże obszary zajęte przez borealną świerczynę na torfie *Sphagno girgensohnii-Piceetum* oraz bór sosnowy bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (Hołdyński, Zawadzka 2014). W części zlewni położonej powyżej i poniżej doliny rzecznej znajdują się lasy objęte gospodarką leśną. Dominuje tu zbiorowisko grądu subkontynentalnego *Tilio-Carpinetum*, odznaczające się sztucznym drzewostanem świerkowo-sosnowym, ze znacznym udziałem dębu i lipy, warstwą krzewów z *Corylus avellana*, *Evonymus verrucosa*, *Lonicera xylosteum*, *Ribes alpina*, *Frangula alnus* i *Daphne mezereum*. Dominującymi gatunkami drzew obszaru zlewni są takie gatunki drzew, jak sosna i świerk - zwłaszcza powyżej i poniżej doliny rzecznej oraz olcha – w dolinie rzecznej. Wiek drzewostanów jest zróżnicowany, ale największy procent zajmowanej powierzchni stanowią drzewostany powyżej 80 lat. Drzewostany starsze – powyżej 130 lat, są rozmieszczone mniej więcej równomiernie wzdłuż doliny rzecznej.

W granicach zlewni badawczej znajduje się pięć leśnych siedlisk przyrodniczych będących przedmiotem ochrony w obszarach sieci Natura 2000. Są to: grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* (kod siedliska 9170–2), borealna świerczyna bagienna *Sphagno girgensohnii-Piceetum* (91D0-5), sosnowo-brzozowy las bagienny *Dryopteridi thelypteridis-Betuletum pubescentis* (91D0-6), bór sosnowy bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (91D0-2) i łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* (91E0-3).

Poza lasami w zlewni badawczej występują również środowiska otwarte – m.in. szuwary, torfowiska i łąki. Nad samą rzeką dominują szuwary turzycowiskowe ze związku *Magnocaricion* oraz szuwary trzcinowe ze związku *Phragmition*. Wśród torfowisk występują torfowiska wysokie z rzędu *Sphagnetalia magellanici* oraz zbiorowiska turzyc tworzące kwaśne torfowiska przejściowe *Caricion lasiocarpae*. W części zachodniej zlewni występują pola uprawne ze zbiorowiskami segetalnymi *Vicietum tetraspermae* (zespół wyki czteronasiennej) oraz łąki świeże ze związku *Cynosurion* i z rzędu *Arrhenatheretalia elatioris*.

Spośród nieleśnych siedlisk przyrodniczych będących przedmiotem ochrony w obszarach sieci Natura 2000 występują: torfowiska przejściowe i trzęsawiska (7140), torfowiska zasadowe o charakterze młak (7230), świeże łąki użytkowane ekstensywnie (6510) oraz nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (3260).

Charakterystyczną cechą fauny zlewni jest znaczny udział gatunków borealno-górskich. Meandrująca rzeka, otoczona przez rozległe obszary

zabagnione, stwarza korzystne warunki do bytowania wielu gatunków zwierząt związanych ze środowiskami podmokłymi. Występują tu takie gatunki, jak: bóbr europejski, wydra, łoś, piżmak czy wilk.

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Na obszarze zlewni badawczej, w wyznaczonych punktach kontrolno-pomiarowych oraz powierzchniach badawczych (*Ryc. 3.4.2*), realizowanych było kilkanaście programów pomiarowych: Meteorologia A1 - pomiary meteorologiczne są prowadzone od roku hydrologicznego 2002 na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie, gdzie jest ustawiona automatyczna stacja meteorologiczna firmy Vaisala; pomiarami objęto następujące parametry: temperatura powietrza na wysokości 2 m i przy powierzchni gruntu (na 5 cm), temperatura gruntu na głębokości 5, 20, 50 i 100 cm, wilgotność względna powietrza na wysokości 2 m, ilość opadów atmosferycznych na wysokości 1 m, prędkość i kierunek wiatru na wysokości 10 m, wysokość pokrywy śnieżnej, promieniowanie całkowite, usłonecznienie.

Zanieczyszczenie powietrza B1 - pomiary dwutlenku siarki i dwutlenku azotu są wykonywane metodą pasywną od 2003 roku, na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie..

Chemizm opadów atmosferycznych C1 - chemizm wód opadowych jest badany od 1998 roku na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie; opad zbierany jest za pomocą kolektora opadu mokrego firmy Eigenbrodt.

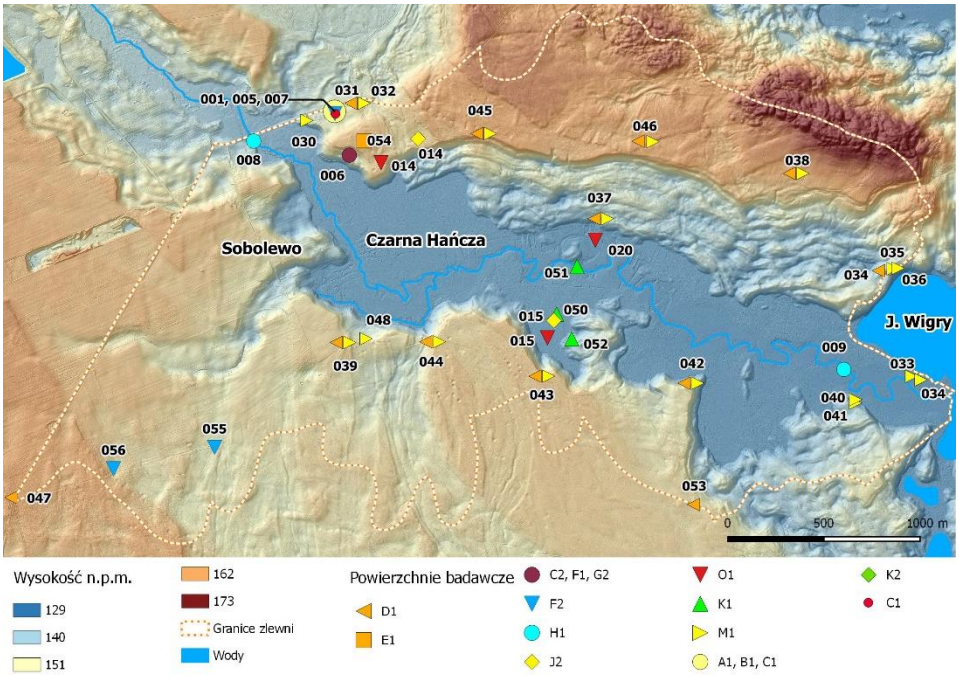
Chemizm opadu podokapowego C2 - program jest prowadzony od 1998 roku, na leśnej powierzchni badawczej zlokalizowanej w Sobolewie; próby opadów są zbierane raz w tygodniu, a na koniec miesiąca, jako próba zbiorcza, poddawana jest analizie fizykochemicznej.

Metale ciężkie i siarka w porostach D1 - program jest realizowany od 1999 roku, a do badań są wykorzystywane plechy porostu *Hypogymnia physodes*; w plechach tych porostów jest badana zawartości metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) i siarki.

Gleby E1 - program jest realizowany od 1999 roku, na dwóch leśnych powierzchniach badawczych zlokalizowanych w Sobolewie.

Chemizm roztworów glebowych F1 - program jest realizowany od 2004 roku, na leśnej powierzchni badawczej zlokalizowanej w Sobolewie; roztwory glebowe są pobierane co miesiąc, za pomocą próbników firmy Prenart, z głębokości 30, 50 i 100 cm.

Wody podziemne F2 - wody podziemne są badane w otworze piezometrycznym zlokalizowanym w Sobolewie od 1994 roku; pomiary dotyczą poziomu statycznego zwierciadła wody (co tydzień) oraz właściwości fizykochemicznych wód podziemnych (4 razy w roku).



Ryc. 3.4.2. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk badawczych w Stacji ZMŚP Wigry

Opad organiczny G2 - program jest prowadzony od 2005 roku, na leśnej powierzchni badawczej zlokalizowanej w Sobolewie; opad organiczny jest zbierany przy pomocy 15 chwytaczy, które są opróżniane co miesiąc, a zebrany materiał jest sortowany na poszczególne frakcje (igły, liście, owoce, gałązki, kora, porosty, inne); tak przygotowany materiał jest poddany analizie chemicznej; Wody powierzchniowe - rzeki H1 - program jest realizowany od 1994 roku i dotyczy pomiarów stanu i natężenia przepływu wód rzeki Czarna Hańcza – w punkcie kontrolno-pomiarowym w Sobolewie oraz właściwości fizykochemicznych wód rzeki w punktach w Sobolewie i przy ujściu rzeki do jeziora Wigry; próby wody do badań pobierane są raz w miesiącu, a pomiar stanu wód rejestrowany jest w sposób ciągły.

Struktura i dynamika szaty roślinnej J2 - od 1998 roku na stałych powierzchniach monitoringowych prowadzone są badania dotyczące struktury i dynamiki szaty roślinnej; badania wykonane są na dwóch powierzchniach leśnych - w ubogim grądzie z drzewostanem świerkowo-sosnowym oraz w kontynentalnym borze bagiennym z rzadkim drzewostanem sosnowym. Co 5 lat na powierzchniach prowadzono pomiar pierśnicy wszystkich drzew, wysokości drzew i wysokości ich koron. Na wymienionych powierzchniach określano pokrycie przez poszczególne warstwy roślinności, skład gatunkowy oraz żywotność występujących gatunków roślin.

Uszkodzenia drzew i drzewostanów K1 - program realizowany jest od 2011 roku i dotyczy oceny stanu uszkodzeń drzew w trzech siedliskach leśnych: w borze bagiennym, świerczynie na torfie oraz nasadzeniu sosny na siedlisku grądowym; na każdej powierzchni badanych jest 20 drzew (sosna, świerk), określając ubytek aparatu asymilacyjnego, procent martwych gałęzi w koronie oraz stopień odbarwienia aparatu asymilacyjnego.

Epifity nadrzewne M1 - badania prowadzone są od 1998 roku i dotyczą porostów; na wybranych stanowiskach prowadzone są pomiary powierzchni plech monitorowanych gatunków porostów, ich skład gatunkowy oraz stan zdrowotny.

Fauna epigeiczna O1 - badania prowadzone są od 2004 roku, w dwóch typach siedliskowych lasu – w borze bagiennym i lesie mieszanym. Na każdym siedlisku wytypowano po trzy stanowiska, na których dokonywane były odłowy biegaczowatych w pułapki Barbera.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1998–2015

Zlewnia badawcza Czarnej Hańczy w znacznej części położona jest na obszarze objętym ochroną w granicach Wigierskiego Parku Narodowego. Z tego też względu w ostatnich kilkunastu latach przyroda tego obszaru nie podlegała znaczącej presji ze strony czynników antropogenicznych, a największym zagrożeniem dla niej były zanieczyszczenia napływające z wodami Czarnej Hańczy (Górniak 2013). Zdecydowanie większe zmiany w środowisku przyrodniczym zlewni powodowane były przez czynniki klimatyczne, które często decydowały o przeżywalności i aktywności wielu gatunków roślin i zwierząt. Dostępność wody dla organizmów, zwłaszcza na początku sezonu wegetacyjnego, decydowała o ich różnorodności gatunkowej, liczebności, sukcesie rozrodczym oraz kondycji. Dane charakteryzujące warunki meteorologiczne panujące na terenie zlewni, pochodzące ze stacji meteorologicznej ZMŚP w Sobolewie (działającej od 2002 roku), zawiera tabela 3.4.1. Średnia temperatura powietrza z okresu 2002-2015 wynosiła 7,3°C i była o 0,6°C wyższa od średniej z wielolecia 1981-2010 dla pobliskiej Stacji IMGW w Suwałkach. Najcieplejszym miesiącem był sierpień, ze średnią temperaturą 18,8°C, a najchłodniejszym luty (-3,8°C). Maksymalna temperatura osiągnęła 35,2°C (2015).

Rok hydrologiczny 2007 był najcieplejszym z badanych lat - średnia temperatura wyniosła 8,5°C (*Ryc. 3.4.3*). Najchłodniejszym natomiast był rok 2003 - ze średnią temperaturą 6,0°C. W 2003 roku zarejestrowano też najniższą temperaturę w całym okresie badań, wynoszącą -31,5°C. W klasyfikacji termicznej, w odniesieniu do wielolecia 1981-2010 (Suwałki), 2007 był rokiem bardzo ciepłym, a 2003 - rokiem lekko chłodnym. Ostatnie dwa lata (2014, 2015)

były latami ciepłymi, ze średnimi temperaturami wynoszącymi odpowiednio 8,2 i 7,9°C.

Tab. 3.4.1. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Wigry w okresie 2002-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	22,5	46,4	118,5	187,3	223,9	241,0	235,8	221,1	157,8	80,9	24,7	14,1	1573,9
SOL_T_S	[MJ·m^{-2}]	56,25	114,8	273,6	447,1	605,2	653,9	608,4	548,2	366,1	164,3	60,2	36,2	3924,6
TA_X$_{max\ abs}$	[°C]	11,4	12,2	19,0	30,6	31,5	32,1	34,3	35,2	33,4	22,0	15,4	10,7	35,2
TA_X$_{max}$	[°C]	10,0	7,1	12,8	20,2	23,0	24,3	26,7	27,0	24,1	17,3	10,5	8,5	27,0
TA_D	[°C]	-1,7	-3,8	-3,4	1,0	7,2	12,9	15,9	18,8	17,7	12,7	7,3	3,0	7,3
TA_N$_{min}$	[°C]	-26,6	-23,5	-13,1	-2,8	3,1	7,6	12,6	11,1	-1,6	-5,3	-13,1	-17,9	-26,6
TA_N$_{min\ abs.}$	[°C]	-31,5	-27,9	-23,0	-12,0	-3,2	1,3	2,0	3,9	-12,1	-13,7	-19,6	-24,7	-31,5
TA_G$_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-26,5	-25,5	-12,9	-3,2	3,2	7,6	12,5	10,0	3,8	-4,9	-14,6	-19,1	-26,5
TA_G$_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-30,9	-31,3	-23,4	-11,8	-10,1	-1,8	1,7	0,9	-6,0	-11,7	-26,9	-27,7	-31,3
T_S$_{5\ cm}$	[°C]	-0,8	-1,0	1,5	8,3	15,4	19,3	21,9	20,2	14,5	7,3	3,1	-0,1	9,1
T_S$_{20\ cm}$	[°C]	-0,3	-0,4	1,5	8,1	15,3	19,3	21,9	20,5	14,9	7,9	3,7	0,6	9,4
T_S$_{50\ cm}$	[°C]	0,5	0,1	1,2	6,8	13,7	17,9	20,5	19,9	15,2	9,0	4,6	1,6	9,2
HH	[%]	86,2	84,1	76,3	67,1	69,5	70,8	72,8	73,7	79,1	83,9	88,9	88,0	78,4
RR_T	[mm]	40,2	31,6	31,3	29,4	60,6	67,5	85,4	76,3	47,5	50,3	37,5	33,7	591,4
WIV	[m·s^{-1}]	2,2	1,9	2,1	1,8	1,8	1,8	1,5	1,5	1,4	1,6	1,8	2,0	1,8

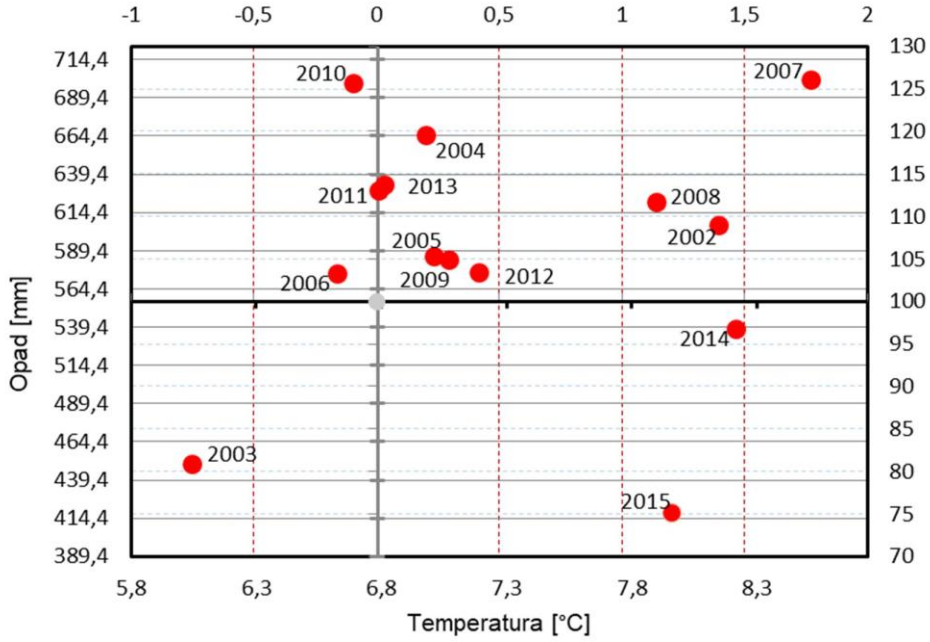
Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, WIV – prędkość wiatru

Średnia roczna temperatura za okres 1971-2001 wyniosła w Suwałkach 6,4°C, ale dla wielolecia 1981-2010 była ona o 0,3°C wyższa (6,7°C). Biorąc pod uwagę okres ostatnich 14 lat (2002-2015) wzrost temperatury był znacznie wyższy - w porównaniu do wielolecia 1971-2001 wyniósł aż 2,0°C, a w odniesieniu do okresu 1981-2010 - 1,7°C.

Na wysokie średnie temperatury roczne powietrza duży wpływ mają temperatury z okresu zimowego, zwłaszcza w ostatnich latach (*Tab. 3.4.2*). W latach hydrologicznych 2014-2015 okres od grudnia do marca charakteryzował się jedynie dwoma miesiącami normalnymi i aż sześcioma ponadprzeciętnie ciepłymi - lekko ciepłymi (3), ciepłymi (1) i bardzo ciepłymi (2).

Generalnie, temperatura powietrza w ostatnich latach wzrosła, zimy stały się łagodne i z małą ilością śniegu (opady zimowe stanowiły od 12,9 do 23,7% sumy rocznej), co miało wpływ m.in. na długość okresu wegetacyjnego.

W badanych latach (2002-2015) okres wegetacyjny występował przeciętnie przez 214 dni, co stanowi ponad 58% całego roku. W porównaniu do wielolecia 1973-2001 okres ten wydłużył się średnio aż o 14 dni. W ciągu ostatnich 14 lat rozpoczynał się najwcześniej 16 marca (2007), a najpóźniej 16 kwietnia (2013).



Ryc. 3.4.3. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji ZMŚP Wigry w okresie 2002-2015

Jego zakończenie przypadało na przełom września i października - najwcześniej kończył się 21 września (2010), a najpóźniej 13 października (2006). Okres intensywnej wegetacji (średnia temperatura powietrza >10°C) rozpoczynał się najwcześniej 25 kwietnia (2002), a najpóźniej 13 maja (2004) i trwał od 143 (2003) do 160 dni (2006, 2014). Biorąc pod uwagę wielolecie 1973-2015 okres intensywnej wegetacji wydłużał się przeciętnie o ok. 5 dni/10 lat, osiągając ostatecznie średnią długość 145 dni.

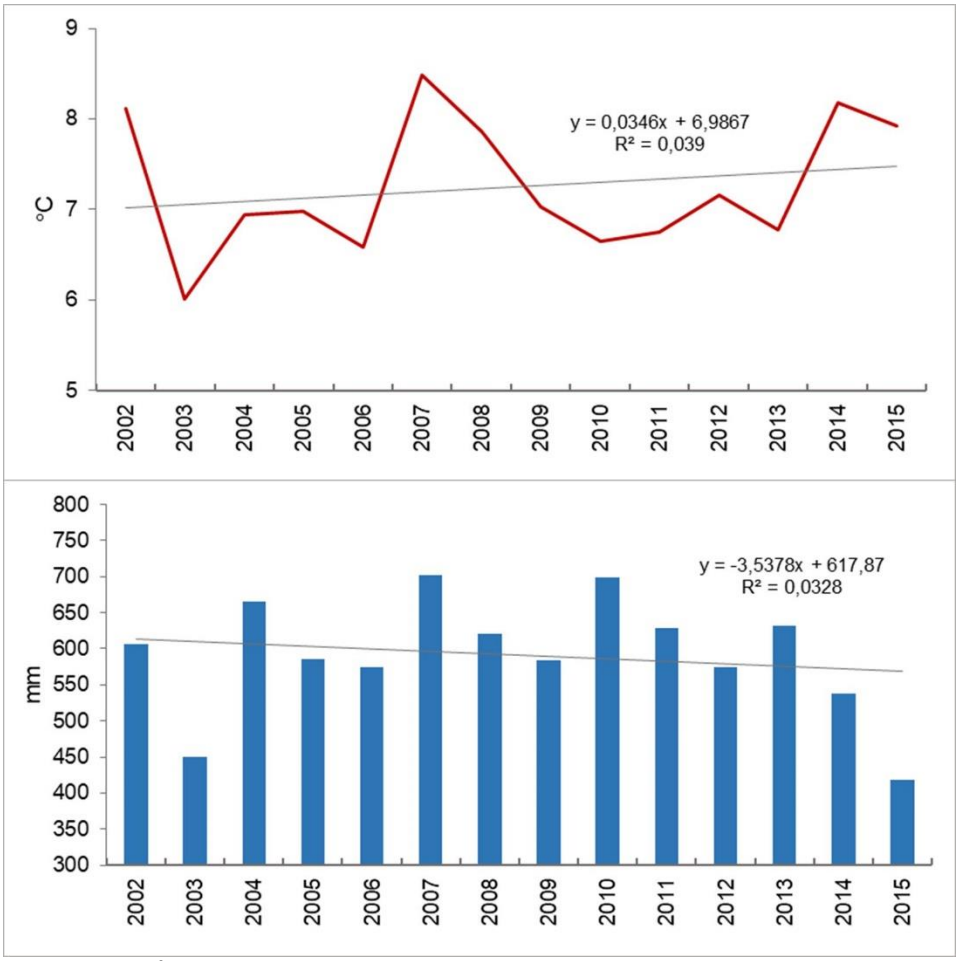
Wzrost temperatury powietrza, a tym samym wydłużenie się okresu wegetacyjnego, ma istotny wpływ na wiele procesów przyrodniczych, w tym prawdopodobnie na rozprzestrzenianie się inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia, jak np. niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera*, należących do gatunków o dużych wymaganiach cieplnych.

Innym czynnikiem wpływającym znacząco na stan środowiska przyrodniczego zlewni badawczej są opady atmosferyczne. Są one źródłem zasilania zarówno wód powierzchniowych, jaki i podziemnych. Stanowią jeden z ważniejszych czynników wpływających na stan przyrody ożywionej. Średnia

roczna suma opadów w latach 2002-2015 wynosiła 591,4 mm i była o 35,2 mm wyższa od średniej sumy z wielolecia 1981-2010 (Suwałki). Przeciętnie najwięcej opadów w badanym okresie występowało w lipcu - 85,4 mm, a najmniej w kwietniu - 29,4 mm (*Tab. 3.4.1*). Opady atmosferyczne charakteryzowały się znaczną zmiennością, co prezentuje klasyfikacja opadowa w tabeli 3.4.3.

Ostatnie dwa lata, a zwłaszcza rok 2015, odznaczały się bardzo niskimi opadami atmosferycznymi, kiedy zarejestrowano zaledwie 418,1 mm opadów.

Wyniki analizy zmian temperatury i opadów atmosferycznych w ostatnich kilkunastu latach wykazały niewielkie trendy - wzrastający w przypadku temperatury i malejący w przypadku opadów (*Ryc. 3.4.4*).



Ryc. 3.4.4. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej Wigry w okresie 2002-2015

Tab. 3.4.2. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP Wigry w 2002-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2002	1,8	-5,9	-1,5	2,0	3,2	7,7	15,8	16,6	20,3	19,8	12,2	5,3	8,1
2003	2,1	-8,3	-5,0	-6,0	0,5	5,2	13,5	15,8	20,1	17,5	12,3	4,3	6,0
2004	3,7	0,3	-7,0	-1,9	1,5	7,0	10,6	14,1	16,4	17,8	12,4	8,4	6,9
2005	1,9	1,0	-0,1	-5,5	-2,9	7,1	11,8	14,7	18,5	16,0	13,8	7,5	7,0
2006	2,6	-1,7	-8,2	-6,4	-3,3	6,5	12,2	16,0	20,9	17,2	14,0	9,3	6,6
2007	4,1	3,7	1,5	-5,2	5,0	6,9	13,6	17,7	17,0	17,9	12,2	7,4	8,5
2008	0,5	0,1	-0,8	1,8	2,1	8,1	11,7	16,0	17,7	17,4	11,4	8,2	7,9
2009	3,1	-0,1	-3,9	-3,0	0,6	8,2	12,2	14,7	17,7	16,3	13,2	5,2	7,0
2010	3,6	-2,9	-10,6	-3,8	0,8	7,3	13,4	16,5	21,2	19,1	11,1	4,2	6,7
2011	3,8	-7,3	-2,8	-7,4	0,2	8,5	12,6	17,5	18,7	17,2	13,5	6,6	6,8
2012	2,7	1,5	-3,0	-9,1	2,2	7,3	13,5	14,8	19,2	16,8	13,0	6,9	7,2
2013	4,6	-5,1	-6,2	-1,4	-4,5	5,3	15,1	17,9	18,3	17,5	11,5	8,4	6,8
2014	4,7	1,2	-5,4	-0,4	4,7	8,6	13,2	14,5	19,8	17,1	12,9	7,3	8,2
2015	2,5	-1,0	-0,5	-0,4	4,0	7,0	11,3	15,6	17,5	19,7	13,9	5,6	7,9
średnia*	1,4	-2,0	-3,5	-3,2	0,4	6,8	12,5	15,2	17,6	16,9	12,0	6,9	6,7

** - średnia na podstawie danych z wielolecia 1981-2010 ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW w Suwałkach*



Istotne znaczenie dla środowiska ma nie tylko ilość opadów atmosferycznych, ale i ich jakość, która w dużym stopniu zależy od zanieczyszczenia powietrza. Na terenie zlewni badawczej nie zarejestrowano wartości stężeń dwutlenku azotu i dwutlenku siarki w powietrzu, które mogłyby negatywnie wpłynąć na stan środowiska przyrodniczego. Najwyższe średnie roczne stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu stwierdzono w roku 2015 i odpowiednio wynosiły one 1,36 $\mu g \cdot m^{-3}$ i 1,40 $\mu g \cdot m^{-3}$ (*Ryc. 3.4.5*).

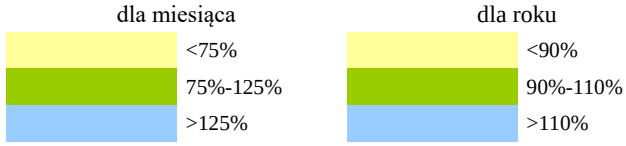
Również chemizm opadów atmosferycznych jest pewnym wykładnikiem stopnia zanieczyszczenia powietrza. W latach 1999 i 2000 na obszarze zlewni badawczej (Sobolewo) odczyn opadów atmosferycznych był kwaśny (pH poniżej 5,1), a średnie roczne wartości pH wahały się w zakresie od 4,02 (znacznie obniżone) do 4,61 (lekko obniżone). Od 2001 roku średnie wartości pH były już wyższe od 5,1 - mieściły się w kategoriach wartości lekko obniżonych lub normalnych (*Ryc. 3.4.6*). Analizując zmiany wartości pH w trakcie badań

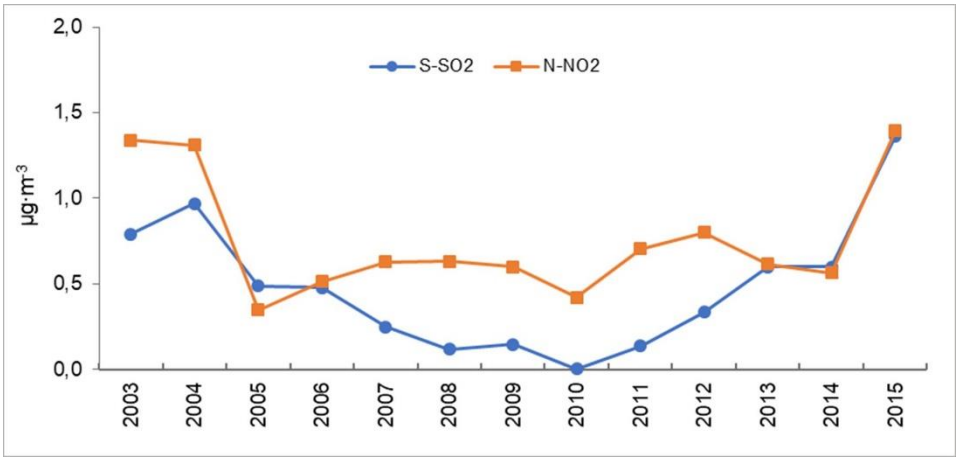
stwierdzono nieznaczny wzrost pH opadów (*Ryc. 3.4.7*), co może świadczyć o coraz lepszej jakości powietrza atmosferycznego.

Tab. 3.4.3. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP Wigry w okresie 2002-2015

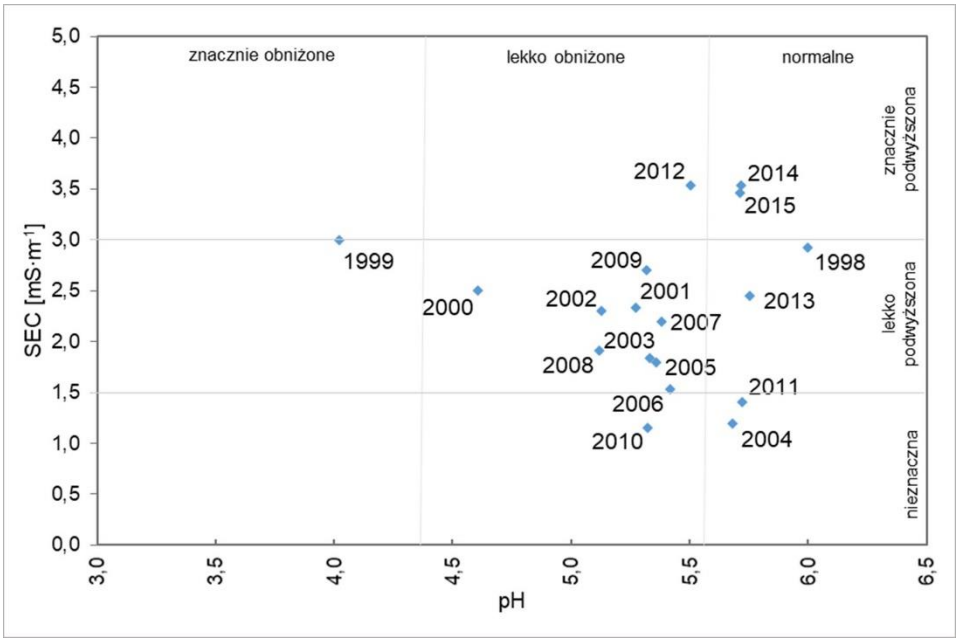
Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2002	41,8	19,2	50,8	72,6	40,8	22,4	69,6	56,0	67,2	19,0	13,0	133,6	606,0
2003	20,4	14,2	18,4	14,0	9,2	31,4	45,8	27,8	78,0	69,2	41,8	79,6	449,8
2004	44,2	57,6	31,6	32,6	55,6	31,4	55,2	93,2	98,4	88,0	30,4	46,6	664,8
2005	51,4	23,2	47,2	21,4	30,4	23,0	68,2	75,2	55,8	109,4	51,4	29,2	585,8
2006	27,6	38,6	10,4	38,6	7,2	24,6	59,4	36,2	30,8	181,4	63,4	56,2	574,4
2007	44,2	32,0	97,8	24,8	31,2	20,8	64,6	53,0	184,6	57,8	61,4	29,2	701,4
2008	34,8	19,4	56,8	40,6	66,8	27,0	16,0	60,6	59,6	142,0	42,8	55,0	621,4
2009	35,2	45,2	27,4	36,4	39,2	3,6	81,4	112,4	56,6	51,0	16,8	78,2	583,4
2010	52,4	36,8	19,8	27,6	27,8	39,0	138,8	73,8	110,0	83,4	65,8	23,8	699,0
2011	60,2	45,2	28,0	40,0	14,6	33,8	49,0	81,4	150,0	73,8	28,8	24,2	629,0
2012	19,2	39,4	44,6	31,6	20,2	45,8	29,8	90,8	62,6	76,2	41,2	73,6	575,0
2013	39,6	26,2	27,0	38,6	24,0	47,2	68,8	72,8	52,8	53,4	146,4	35,6	632,4
2014	35,6	26,6	46,0	16,6	27,6	21,4	50,6	94,2	118,6	52,8	22,8	25,4	538,2
2015	18,6	48,2	56,8	7,4	43,0	40,4	51,8	17,6	70,6	10,8	39,6	13,3	418,1
średnia*	42,3	37,1	35,3	26,4	30,0	29,0	54,9	66,3	82,3	64,6	44,6	43,3	556,2

** - średnia na podstawie danych z wielolecia 1981-2010 ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW w Suwałkach*





Ryc. 3.4.5. Stężenie średnie roczne dla S-SO_2 i N-NO_2 w wieloleciu 2003-2015



Ryc. 3.4.6. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych w wielolecia 1998-2015

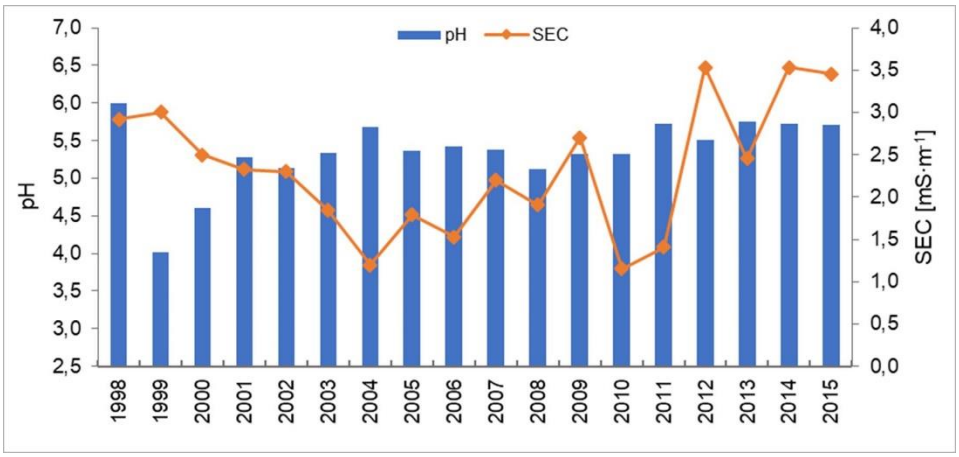
W przypadku przewodności elektrolitycznej wód opadowych, która jest przybliżoną miarą ich mineralizacji i stopnia zanieczyszczenia, średnie roczne wartości mieściły się głównie w przedziale wartości lekko podwyższonych (*Ryc. 3.4.6*). Lata 2012 oraz 2014 i 2015 charakteryzowały się jednak opadem o przewodności znacznie podwyższonej. Przebieg zmian wartości przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych w całym okresie badań przedstawia rycina 3.4.7.

Pomimo podwyższonych wartości przewodności elektrolitycznej, wody opadowe nie charakteryzowały się istotnie znaczącymi stężeniami badanych jonów. Maksymalne średnie roczne stężenia jonów siarczanowych wahały się w zakresie od 0,43 mg·dm^{-3} (w roku 2007) do 3,11 mg·dm^{-3} (w roku 2003), a jonów azotanowych od 0,03 mg·dm^{-3} (w roku 2003) do 4,48 mg·dm^{-3} (w roku 2014).

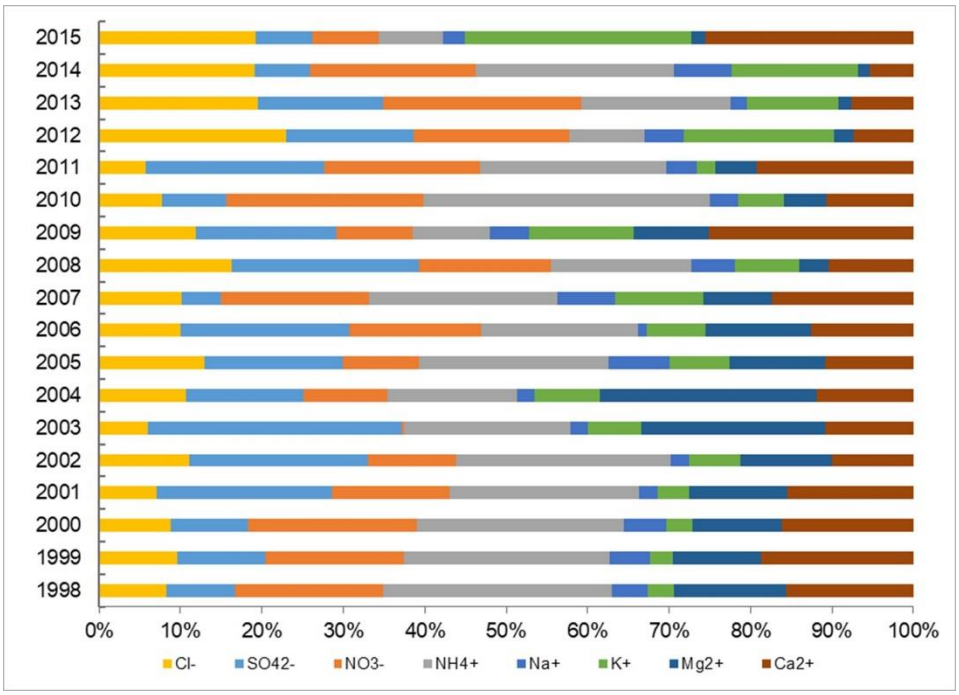
Sumaryczny udział jonów siarczanowych i azotanowych w wodach opadowych, jako substancji najbardziej kwasogennych, stanowił od 15% - w roku 2015, do 41% - w roku 2011, wszystkich badanych jonów (*Ryc. 3.4.8*). Średnio udział obu jonów w opadzie był niemal taki sam, jednak w poszczególnych latach udział jonów siarczanowych dochodził do 31%, a jonów azotanowych do 24%.

Nie stwierdzono istotnej statystycznie zależności pomiędzy wartościami sumarycznego rocznego ładunku wszystkich składników opadu, a wysokością opadu. Najwyższe wartości ładunku rocznego, wniesionego wraz z opadem

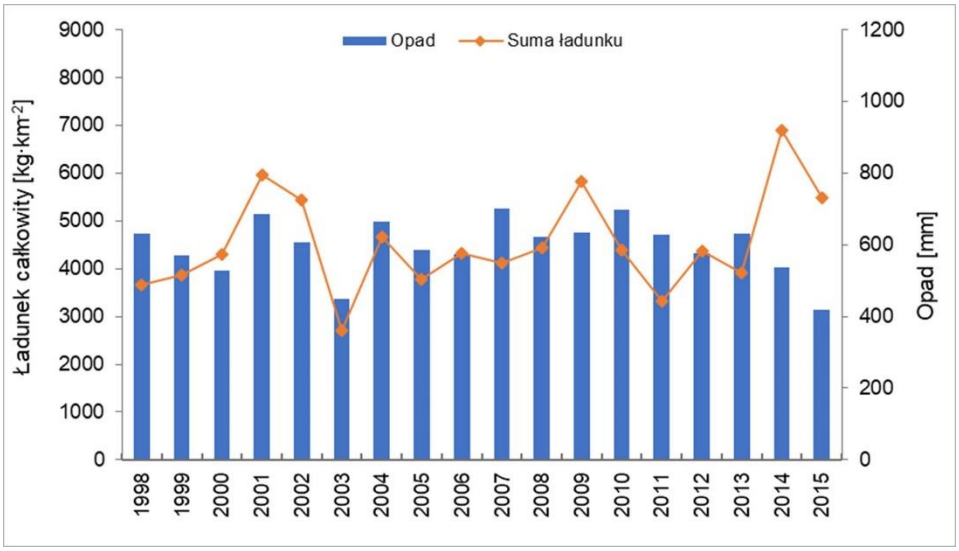
atmosferycznym do podłoża, stwierdzono w latach 2001, 2009 i 2014 - wynosiły one ponad 5800 kg·km^{-2} (*Ryc. 3.4.9*). Najniższy ładunek jonów został wniesiony z opadem w roku 2003 - zaledwie 2704 kg·km^{-2}.



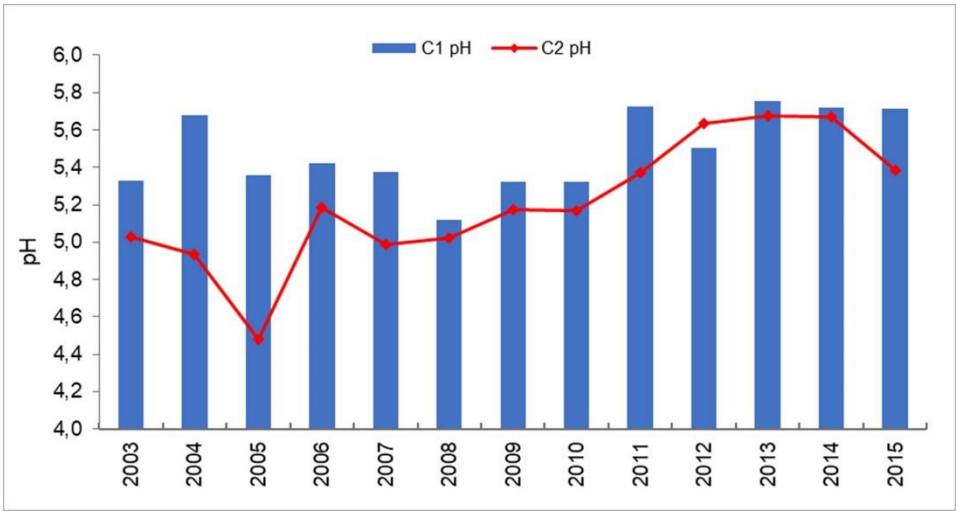
Ryc. 3.4.7. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej opadu atmosferycznego w wielolecia 1998-2015



Ryc. 3.4.8. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w wielolecia 1998-2015



Ryc. 3.4.9. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu atmosferycznego na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 1998-2015

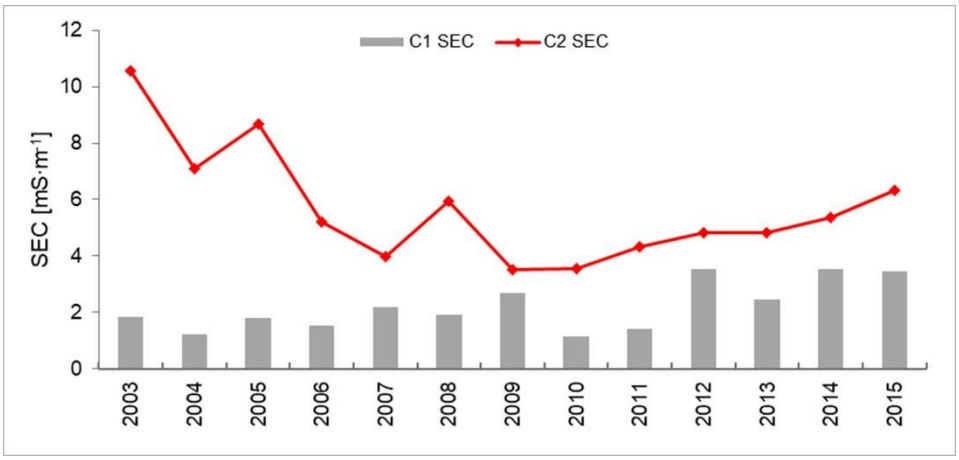


Ryc. 3.4.10. Porównanie średnich rocznych wartości pH opadu atmosferycznego (C1) i opadu podkoronowego (C2) w wieloleciu 2003-2015

Wody opadowe po przejściu przez warstwę koron drzew zmieniały swoje właściwości fizyko-chemiczne, m.in. obniżając wartości pH. Średni roczny odczyn opadu podkoronowego wykazywał wyraźną tendencję wzrostową, osiągając maksymalną wartość pH 5,67 w latach 2013 i 2014 (*Ryc. 3.4.10*).

Największą różnicę pomiędzy średnimi rocznymi wartościami pH opadu atmosferycznego i opadu podkoronowego stwierdzono w latach 2004 i 2005.

Średnia przewodność elektrolityczna opadu podkoronowego zawsze była wyższa niż przewodność opadu atmosferycznego (*Ryc. 3.4.11*). Najwyższą różnicę pomiędzy przewodnością elektrolityczną opadu i okapu zaobserwowano w roku 2003 - wynosiła ona 8,7 $mS \cdot m^{-1}$.



Ryc. 3.4.11. Porównanie średnich rocznych wartości przewodności elektrolitycznej właściwej opadu atmosferycznego (C1) i opadu podkoronowego (C2) w wieloleciu 2003-2015

O jakości środowiska przyrodniczego, a zwłaszcza powietrza, może również świadczyć zawartość metali ciężkich i siarki w plechach porostu – pustułki pęcherzykowatej. Porosty, jako organizmy, u których brak jest tkanki okrywającej, co stwarza możliwość infiltracji gazów, pyłów i roztworów do wnętrza plechy, i pobierające wodę bezpośrednio z opadów atmosferycznych, doskonale nadają się do oceny jakości powietrza (Grodzińska i in. 1990, Fałtynowicz 1995). Stwierdzone stężenia kadmu, ołowiu, miedzi, cynku, żelaza, chromu, niklu i siarki w plechach *Hypogymnia physodes* są niskie, co świadczy o niewielkim stopniu zanieczyszczenia środowiska zlewni badawczej tymi pierwiastkami.

Generalnie można stwierdzić, że jakość powietrza atmosferycznego zlewni badawczej Czarnej Hańczy jest dobra i ulega stałej poprawie. Zawartości dwutlenku azotu czy dwutlenku siarki są wielokrotnie niższe od poziomu dopuszczalnego w Polsce (Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, z dnia 24 sierpnia 2012 roku, określających poziomy dopuszczalne dla niektórych substancji w powietrzu, zróżnicowane ze względu na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin). Również stężenia innych jonów w powietrzu są nieznaczne, o czym świadczą niskie zawartości badanych pierwiastków w opadach atmosferycznych, które „wymywają" z powietrza zanieczyszczenia, czy w plechach porostów, które pochłaniają wszystkie składniki z powietrza całą swoją powierzchnią.

Wody podziemne stanowią jeden z elementów obiegu wody w przyrodzie, a ich poziom podlega wahaniom sezonowym i zmienia się w zależności od warunków klimatycznych. Wody podziemne na terenie zlewni badane były tylko w jednym otworze piezometrycznym w Sobolewie. Wartości graniczne strefy wysokich i niskich stanów wód w okresie 1998-2015 przedstawia tabela 3.4.4.

Tab. 3.4.4. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych (w cm p.p.t.) w punkcie pomiarowym w Stacji Bazowej Wigry w okresie 1998-2015

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru
	007
Hd	1227
Hg	1218

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów

Wartości wskaźnika miesięcznych zmian retencji wskazują, że w latach 1998-2015 spadek retencji wystąpił głównie w okresie maj-sierpień (*Tab. 3.4.5*). W 2008 roku spadek retencji stwierdzono w trzech miesiącach - w grudniu oraz maju i czerwcu. W ostatnich czterech latach w ciągu całego roku retencja była na niezmienionym poziomie, a nawet w 2013 roku w miesiącach kwiecień i maj nastąpił jej wzrost. W całym okresie badań wzrost retencji stwierdzono w przypadku 19 miesięcy, a spadek w 10.

W ciągu ostatnich 18 lat wartość wskaźnika rocznych zmian retencji wskazywała na spadek retencji w 8 latach, a na wzrost retencji w 6 latach (*Tab. 3.4.6*). W przypadku pozostałych lat retencja pozostawała bez zmian. Przebieg zmian średnich, maksymalnych i minimalnych rocznych wartości zwierciadła wody, na tle granicznych stref stanów, przedstawia rycina 3.4.12.

Ważnym elementem jakości środowiska jest chemizm wód podziemnych. Właściwości fizykochemiczne wód podziemnych w Sobolewie wskazują na ich wysoką jakość, która nie odbiega od ogólnej charakterystyki wód w utworach czwartorzędowych (*Tab. 3.4.7*). Wartości takich wskaźników, jak: pH, przewodność elektrolityczna, Na, Mg, K, Cl, NO_3 i NH_4 przez cały okres badań były charakterystyczne dla I klasy jakości wód podziemnych. Jedynie stężenia wapnia, wodorowęglanów i siarczanów były charakterystyczne dla innych klas jakości, przynajmniej w pewnych okresach. W przypadku wapnia w okresie 1997-2001 były one charakterystyczne dla II klasy, a w okresie 2002-2012 nawet dla klasy III. W ostatnich trzech latach stężenia wapnia zmniejszyły się i powróciły ponownie do II klasy jakości. W przypadku wodorowęglanów przez cały okres badań stężenia były charakterystyczne dla II klasy jakości, natomiast w przypadku siarczanów początkowo (1997-2009) utrzymywała się II klasa, a w kolejnych latach nastąpiło zmniejszenie stężeń siarczanów do poziomu charakterystycznego dla I klasy jakości wód podziemnych.

Tab. 3.4.5. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Wigry w okresie 1998-2015

Rok	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
1998	-0,01	0,02	0,00	0,01	0,02	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
1999	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	-0,02	-0,01	0,00	0,00
2000	-0,02	0,01	0,00	0,02	0,02	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	0,00	-0,01
2001	-0,01	-0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	-0,01	0,00	-0,01	0,01	0,01
2002	0,00	0,00	0,00	0,04	0,03	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,02	-0,01	0,00
2003	-0,01	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	-0,05	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00
2004	0,00	0,00	0,01	0,02	0,02	0,00	0,01	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00
2005	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02	0,01	0,00	-0,02	-0,01	0,00	-0,01
2006	-0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	-0,02	-0,01	0,00	0,01	0,00
2007	0,00	0,00	0,02	0,01	0,03	0,01	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
2008	0,00	-0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	-0,02	-0,02	-0,01	-0,01	-0,01	0,00
2009	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	0,00
2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	-0,01
2011	0,00	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,02	0,00	-0,01
2012	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00
2013	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,04	0,02	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00
2014	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01
2015	-0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,01	0,00	-0,01

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.4.6. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Wigry w okresie 1998-2015

Punkty pomiarowe	R_r								
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
007	0,03	0,00	-0,02	0,00	0,02	-0,09	0,05	0,01	-0,02
Punkty pomiarowe	R_r								
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
007	0,06	-0,02	-0,02	0,04	0,00	-0,03	0,04	-0,02	-0,04

μ - współczynnik odsączalności

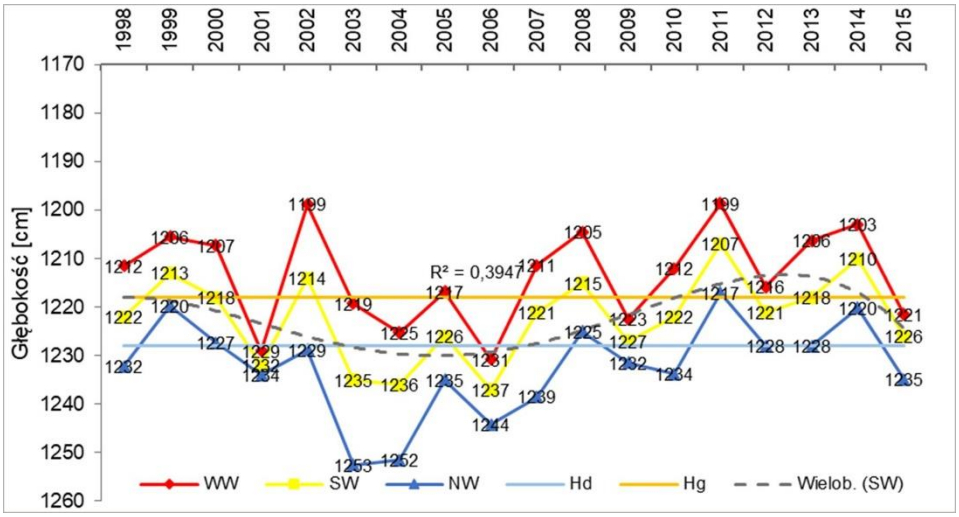
$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.4.7. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Wigry w okresie 1997-2015

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	SEC	Ca	Na	Mg	K	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
1997	007	7,4	62,8	86,3	15,5	17,9	1,9	269,7	23,9	73,0	5,6	0,2	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	II	I	I	
1998		7,1	59,4	90,0	18,6	16,2	1,8	271,5	14,5	69,0	1,7	0,2	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	II	I	I	
1999		7,2	62,4	92,3	17,3	14,4	2,0	283,4	17,2	74,7	1,2	0,0	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	II	I	I	
2000		7,1	64,0	93,8	16,3	13,4	2,9	298,3	11,4	71,0	3,2	0,1	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	II	I	I	
2001		7,2	67,7	93,3	14,9	15,8	2,0	279,7	18,4	69,0	9,4	0,0	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	II	I	I	
2002		7,2	66,8	102,0	13,1	15,7	2,0	300,4	17,5	69,2	8,5	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2003		7,5	67,2	106,2	14,0	18,0	1,9	308,7	13,9	73,7	8,2	0,1	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2004		7,5	67,6	101,8	15,3	16,6	1,9	316,0	19,0	64,6	8,6	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2005		7,5	59,8	104,3	15,6	13,6	1,9	298,9	15,4	62,6	1,4	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2006		7,5	64,1	104,6	13,8	15,4	3,3	298,9	16,4	63,7	1,1	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2007		7,4	66,7	102,7	14,9	15,6	2,3	291,4	18,9	61,4	4,3	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2008		7,4	66,1	103,6	15,7	11,4	1,8	301,0	18,2	63,2	4,9	0,1	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2009		7,6	64,9	103,6	15,0	12,8	1,4	294,3	18,5	64,5	7,7	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	
2010		7,9	64,1	104,2	16,8	12,8	3,7	305,9	17,0	59,2	3,4	0,0	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	
2011		7,5	62,9	100,0	15,4	16,7	2,7	324,8	19,4	50,7	4,7	0,1	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	
2012		7,6	65,7	100,6	14,5	19,0	3,7	328,2	23,9	56,7	6,6	0,1	dobry
klasa		I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	
2013		7,5	66,1	98,0	13,9	18,9	2,2	321,5	20,6	58,0	6,9	0,1	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	
2014		7,5	66,2	95,7	13,2	18,6	2,5	328,0	18,9	53,8	5,5	0,1	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	
2015		7,56	64,8	95,9	14,1	20,2	3,1	329,87	14,9	50,7	3,9	0,07	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	



Ryc. 3.4.12. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w okresie 1998-2015

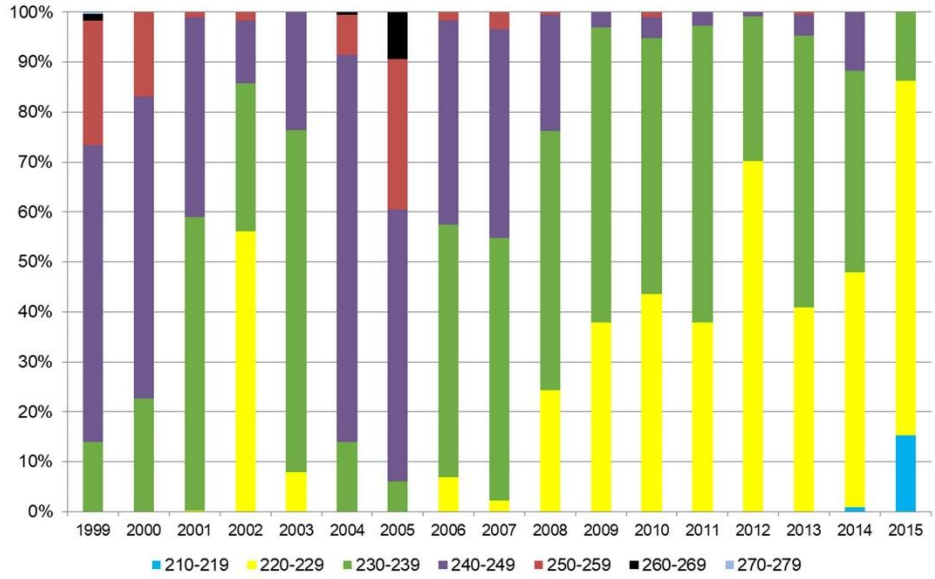
Wielkość opadów atmosferycznych znacząco wpływa na stan i przepływ wód w Czarnej Hańczy. Analiza stanów wody w przekroju hydrometrycznym w Sobolewie z ostatnich szesnastu lat wykazała, że coraz częściej utrzymują się niskie stany wód (*Ryc. 3.4.13*). Jeszcze w latach 1999-2008 zdecydowanie przeważały stany wody w zakresie 230-259 cm, a w ostatnich pięciu latach przez prawie 97% dni w roku utrzymywały się stany niższe - w zakresie 220-239 cm. W latach 2014 i 2015 pojawiły się też stany wody w przedziale 210-219 cm – w roku 2014 takie stany wystąpiły tylko 3 razy, a w 2015 roku aż 56 razy.

Wielkość średnich rocznych przepływów SQ w Sobolewie wahała się od 0,955 $m^3 \cdot s^{-1}$ w roku 2015, do 2180 $m^3 \cdot s^{-1}$ w roku 2007 (*Tab. 3.4.8*). Amplituda względna między najwyższym i najniższym przepływem charakterystycznym była największa w 2002 roku (2,166) a najmniejsza w roku 2015 (0,901).

Średnia wartość wieloletnia przepływu SSQ w Sobolewie, dla okresu 2001-2015, wyniosła 1,398 $m^3 \cdot s^{-1}$ (*Tab. 3.4.9*). W latach 2001-2002, 2004-2005 i 2007-2011 średnie przepływy SQ były wyższe od średniej wartości wieloletniej SSQ. Od roku 2012 obserwowano obniżanie się wartości średniego przepływu rocznego SQ.

Wielkość współczynnika odpływu jest zależna od rocznych sum opadu i odpływu. W latach 2002, 2005 i 2007, przy wysokich sumach opadu i odpływu, współczynnik ten był wysoki - wynosił ponad 0,40 (*Ryc. 3.4.14*). Przy dużej różnicy między sumami opadów i odpływu (lata 2010, 2013 i 2014) współczynnik był znacznie mniejszy. W badanym okresie w półroczu zimowym występowały znacznie niższe średnie miesięczne sumy opadów niż w letnim - różnica wynosiła prawie 188 mm (*Tab. 3.4.10*). W lutym występowała średnio najniższa suma

opadów równa 31,2 mm, natomiast w lipcu była to wartość najwyższa równa 89,9 mm.



Ryc. 3.4.13. Udział procentowy stanów wody Czarnej Hańczy w przekroju hydrometrycznym w Sobolewie w latach 1999-2015

Tab. 3.4.8. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ i ich amplituda względna w profilu wodowskazowym Sobolewo w latach 2001-2015

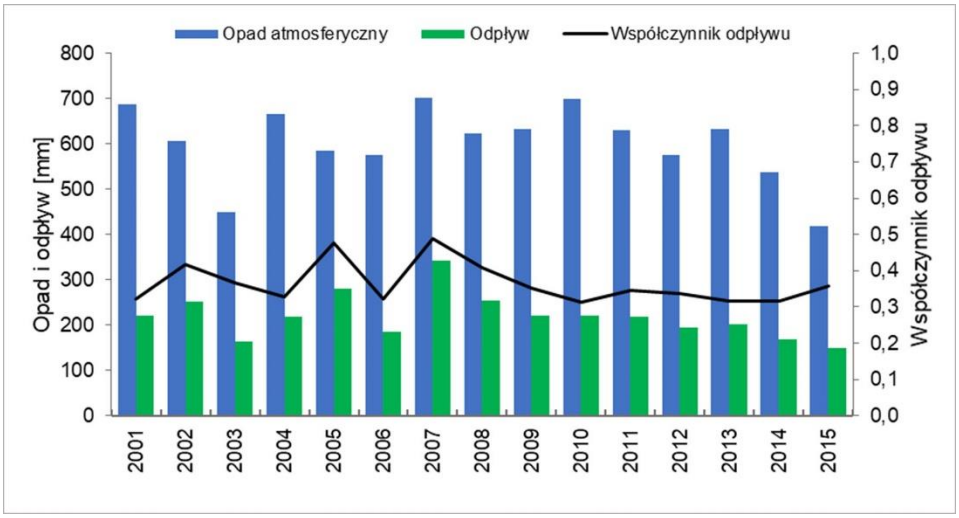
Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 2001-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
2001	0,870	1,407	2,370	1,066
2002	0,910	1,619	4,416	2,166
2003	0,490	1,051	2,090	1,522
2004	0,780	1,384	3,350	1,857
2005	0,950	1,787	4,130	1,779
2006	0,490	1,178	2,230	1,477
2007	1,170	2,180	4,080	1,335
2008	1,070	1,614	3,260	1,357
2009	0,960	1,415	2,530	1,109
2010	0,800	1,400	3,260	1,757
2011	0,850	1,389	2,200	0,972
2012	0,800	1,231	2,070	1,031
2013	0,720	1,281	2,712	1,555
2014	0,685	1,081	2,048	1,260
2015	0,680	0,955	1,540	0,901

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.4.9. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Sobolewo w latach 2001-2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (2001–2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,490	SNQ	0,815	WNQ	1,170
NSQ	0,955	SSQ	1,398	WSQ	2,180
NWQ	1,540	SWQ	2,819	WWQ	4,416

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne



Ryc. 3.4.14. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 2001-2015 (lata hydrologiczne) na Czarnej Hańczy

Wartości odpływu i średniego miesięcznego odpływu jednostkowego w profilu Ujście były wyższe w półroczu zimowym. W przypadku współczynnika odpływu różnice te były ponad dwukrotnie wyższe - najwyższą wartość (1,03) stwierdzono w kwietniu, a najniższą (0,23) w lipcu. Na tak wysoki współczynnik odpływu w kwietniu miała wpływ bardzo duża wartość współczynnika osiągnięta w 2009 roku (6,01). W przypadku średniego miesięcznego odpływu jednostkowego różnice między półroczami były niewielkie (*Tab. 3.4.10*).

Zlewnia badawcza Stacji Wigry jest zlewnią różnicową. Do posterunku Sobolewo docierają wodami z Czarnej Hańczy zanieczyszczenia zbierane przez rzekę powyżej zlewni badawczej, w tym z miejskiej oczyszczalni ścieków w Suwałkach, która zbiera ścieki z miasta i z okolicznych miejscowości. Rzeka opuszczając obszar zlewni badawczej wpada do jeziora Wigry, gdzie przez lata pozostawiała znaczną część zanieczyszczeń. Jeszcze do niedawna Czarna Hańcza przed ujściem do jeziora klasyfikowana była jako pozaklasowa, głównie ze względu na podstawowy wskaźnik stanu sanitarnego - miano coli, jak

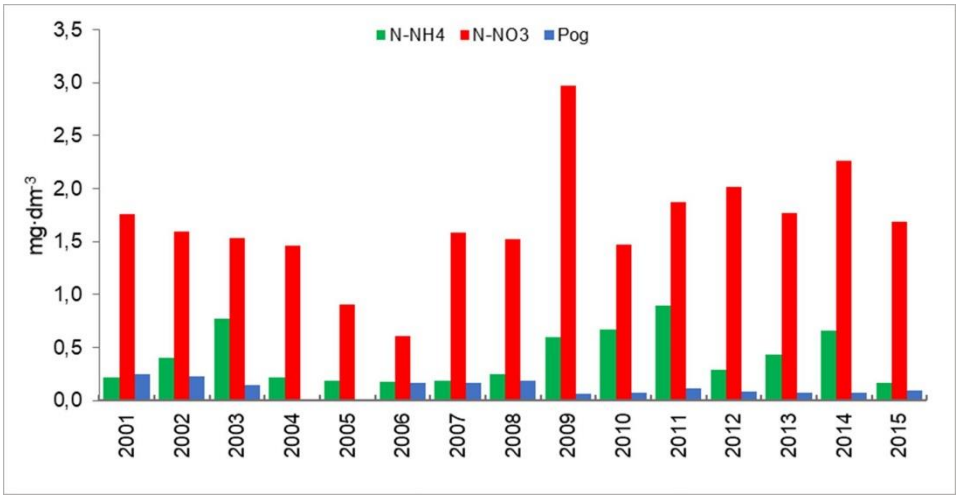
i niektóre wskaźniki fizykochemiczne (np. stężenia fosforu ogólnego). W latach 1993-1995 dokonano modernizacji suwalskiej oczyszczalni i rozbudowano ciąg technologiczny części ściekowej, wprowadzając biologiczną defosfatację (z okresowym wspomaganiem chemicznym), nitryfikację i denitryfikację. To spowodowało, że stopień oczyszczania ścieków z roku na rok był coraz wyższy, a tym samym jakość wody Czarnej Hańczy była coraz lepsza. Skuteczniejsze funkcjonowanie miejskiej oczyszczalni ścieków, budowa w niektórych miejscowościach kanalizacji i lokalnych oczyszczalni ścieków spowodowało, że w 2013 roku prawie wszystkie badane parametry fizykochemiczne wody rzeki zawierały się w I klasie czystości.

Tab. 3.4.10. Średnie w wieloleciu 2001-2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w roku hydrologicznym w zlewni różnicowej Czarna Hańcza (profil Ujście)

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	39,2	19,2	0,55	7,4
XII	34,8	18,0	0,61	6,7
I	38,8	18,5	0,60	6,9
II	31,2	17,8	0,67	7,3
III	32,6	20,8	0,85	7,8
IV	30,1	19,7	1,03	7,6
V	59,8	18,4	0,37	6,9
VI	66,9	16,1	0,28	6,2
VII	89,9	17,9	0,23	6,7
VIII	76,4	16,8	0,32	6,3
IX	52,4	16,9	0,44	6,5
X	49,0	18,9	0,53	7,1
Półrocze zimowe	206,6	114,0	0,57	7,3
Półrocze letnie	394,4	105,1	0,27	6,6
Rok hydrologiczny	601,0	219,1	0,36	6,9

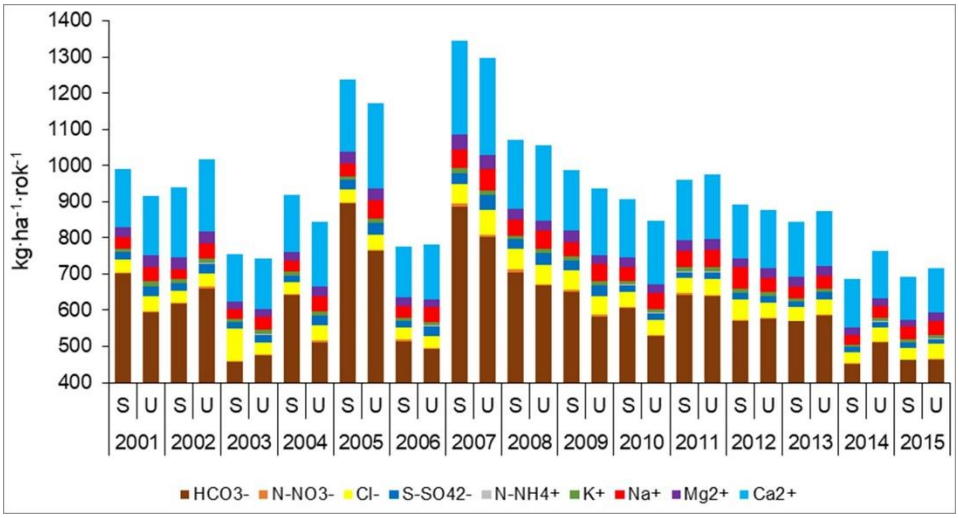
Fosfor ogólny osiągnął maksymalne stężenie w roku 2001 (0,25 $mg \cdot dm^{-3}$), zaś w kolejnych latach następował spadek stężenia tego biogenu do 0,07 $mg \cdot dm^{-3}$ w roku 2014 i 0,09 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2015 roku (*Tab. 3.4.11*, *Ryc. 3.4.15*). Inne biogeny: azot amonowy i azotanowy miały bardzo zróżnicowane przebiegi średnich rocznych stężeń w badanym okresie (*Ryc. 3.4.15*). Najwyższe stężenie azotu azotanowego stwierdzono w roku 2009 (2,98 $mg \cdot dm^{-3}$), natomiast najniższe w 2006 roku (0,61 $mg \cdot dm^{-3}$). Największa różnica stężeń (ponad 5-krotna) wystąpiła w stężeniach azotu amonowego - od 0,17 $mg \cdot dm^{-3}$ w 2006 roku, do 0,89 $mg \cdot dm^{-3}$ w latach 2011 i 2015. W przypadku wodorowęglanów

wartości mieściły się w zakresie od 235,02 do 288,52 mg·dm^{-3} do roku 2010, natomiast od roku 2011 odnotowano stopniowy wzrost tego parametru, który w roku 2015 osiągnął najwyższe stężenie w całym badanym okresie (309,84 mg·dm^{-3}). Podobny trend występował w przypadku chlorków, dla których minimalną wartość stwierdzono w roku 2002 (14,80 mg·dm^{-3}), natomiast maksymalne stężenie wystąpiło w roku 2015 (26,96 mg·dm^{-3}).



Ryc. 3.4.15. Rozkład stężeń biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) w Stacji Bazowej Wigry w okresie 2001-2015

Zlewnia badawcza Stacji Wigry jest zlewnią różnicową, to znaczy wyznaczona jest przez dwa punkty kontrolno-pomiarowe, zlokalizowane w Sobolewie oraz przy ujściu rzeki do jeziora Wigry. Obejmuje ona obszar spływu powierzchniowego zlewni powyżej ujścia, pomniejszony o obszar zlewni powyżej punktu Sobolewo. Wielkości rocznych ładunków substancji rozpuszczonych odprowadzanych z odpływem rzecznym przedstawiają tabela 3.4.12. oraz rycina 3.4.16. Roczne ładunki związków siarki, azotu, sodu, chlorków czy wapnia wynoszone ze zlewni charakteryzowały się dużą zmiennością. Część substancji była zatrzymywana w zlewni, jak np. jony azotanowe w latach 2001-2008 czy magnezowe w latach 2005-2011. W okresie badań (2001-2015) z powierzchni zlewni odpływało średnio siarczanów - 14,44 kg·ha^{-1}·rok^{-1}, wapnia - 12,14 kg·ha^{-1}·rok^{-1}, sodu - 5,65 kg·ha^{-1}·rok^{-1}, potasu - 1,59 kg·ha^{-1}·rok^{-1} i nieznaczne ilości (poniżej 1 kg·ha^{-1}·rok^{-1}) jonów amonowych, fosforu ogólnego i glinu. Zlewnia zatrzymywała średnio wodorowęglanów - 34,15 kg·ha^{-1}·rok^{-1}, azotanów - 2,63 kg·ha^{-1}·rok^{-1}, chlorków - 1,14 kg·ha^{-1}·rok^{-1} oraz magnezu - 0,69 kg·ha^{-1}·rok^{-1}.



Ryc. 3.4.16. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni badawczej Czarnej Hańczy, w profilu Sobolewo (S) otwierającym zlewnię badawczą oraz w profilu Ujście (U) zamykającym zlewnię badawczą

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Obszar zlewni badawczej Czarnej Hańczy w dużej części jest objęty ochroną w ramach Wigierskiego Parku Narodowego i podlega ochronie czynnej (rekonstrukcyjnej, renaturyzacyjnej, zachowawczej) oraz krajobrazowej. Fakt ten warunkuje skalę i zakres oddziaływania czynników antropogenicznych na środowisko przyrodnicze zlewni. Do tych czynników niewątpliwie należy zaliczyć zanieczyszczenia napływające z wodami Czarnej Hańczy, zanieczyszczenia powierzchniowe powyżej miejscowości Sobolewo, zanieczyszczenia powietrza, zwłaszcza napływające z masami powietrza znad Suwałk oraz zanieczyszczenia docierające z wodami podziemnymi.

Z wyników badań chemizmu powietrza atmosferycznego, opadów atmosferycznych oraz metali ciężkich i siarki w plechach porostów wynika, że zanieczyszczenia transportowane w atmosferze i wprowadzane wraz z mokrym opadem atmosferycznym na teren zlewni nie stanowią znaczącego źródła zanieczyszczeń obszarowych, zaburzających funkcjonowania układów przyrodniczych na tym terenie. Również jakość wód podziemnych jest dość dobra i nie wskazuje na znaczące oddziaływanie czynników antropogenicznych. Coraz lepsze i skuteczniejsze metody oczyszczania ścieków komunalnych przyczyniają się do lepszego stanu wód Czarnej Hańczy. Jeszcze do niedawna Czarna Hańcza przed ujściem do jeziora była klasyfikowana jako pozaklasowa.

Tab. 3.4.11. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni badawczej Czarnej Hańczy w okresie 2001-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]													-	[µg·dm^{-3}]			[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]		[°C]
2001	269,52	12,16	36,44	1,76	7,78	0,22	0,28	18,22	17,9	6,2	13,4	75,5	5,0	8,18	0,008	254,4	56,49	55,2	7,9	2,1	8,7
2002	260,39	10,70	32,06	1,60	7,08	0,40	0,52	14,70	16,5	5,2	12,9	77,0	5,0	7,70	0,011	230,8	15,55	51,4	8,2	1,9	8,8
2003	288,52	13,06	39,13	1,53	6,77	0,78	1,00	21,13	22,3	7,0	12,3	84,6	4,4	7,90	0,014	144,0	87,71	70,8	9,0	2,9	8,1
2004	235,57	13,17	39,45	1,46	6,46	0,22	0,29	19,16	19,4	5,0	13,0	81,8		7,87	0,015			54,0	7,9	2,3	8,4
2005	272,52	11,93	26,13	0,91	4,03	0,19	0,25	15,03	18,1	3,9	11,9	84,8		7,95	0,021			49,8	9,8	2,6	7,7
2006	267,42	14,45	43,28	0,61	2,69	0,17	0,22	19,06	22,8	5,1	11,9	82,3		7,95	0,018	162,8		55,2	10,6	2,9	8,0
2007	235,02	12,15	36,41	1,59	7,03	0,19	0,25	16,32	17,1	3,9	10,9	77,2		7,79	0,032	166,2		51,7	8,8	2,2	8,7
2008	263,48	12,97	38,84	1,52	6,72	0,25	0,33	20,58	19,9	5,2	9,9	82,6		8,01	0,018	184,8		55,2	9,8	2,3	8,7
2009	262,84	12,83	38,44	2,98	13,17	0,60	0,77	22,29	21,8	4,7	11,0	83,6		7,79	0,030	62,8		56,8	10,0	3,2	8,4
2010	240,42	8,90	26,67	1,47	6,53	0,67	0,86	18,76	19,6	5,0	11,0	80,4		8,06	0,013	71,6		51,6	9,1	3,4	8,4
2011	293,41	8,31	24,90	1,87	8,28	0,89	1,15	20,19	22,9	5,3	13,0	82,7		7,92	0,012	118,4		54,3	9,4	3,6	8,0
2012	297,28	9,07	27,18	2,02	8,94	0,29	0,38	21,87	20,7	5,2	14,2	82,9		7,83	0,013	87,8		56,2	9,5	2,1	7,6
2013	291,86	9,95	29,82	1,77	7,83	0,44	0,56	20,18	17,1	4,6	13,4	76,2		7,83	0,013	77,6		55,2	9,9	2,2	7,7
2014	300,96	9,49	28,43	2,27	10,04	0,66	0,85	22,35	19,3	5,7	13,4	77,2		7,99	0,020	71,1		58,1	9,1	3,1	9,5
2015	309,84	9,76	29,23	1,69	7,48	0,17	0,22	26,96	25,1	7,4	15,5	82,3	3,0	8,10	0,012	94,2	24,62	64,3	9,2	1,8	8,6
2001-2015	269,25	11,34	33,15	1,65	7,31	0,39	0,51	19,27	19,69	5,18	12,33	80,68	1,08	7,92	0,02	117,44	10,51	55,21	9,19	2,56	8,35

Tab. 3.4.12. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni badawczej Czarnej Hańczy w okresie 2001-2015

Rok		HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	SUS	Warstwa odpływu
		[kg·ha^{-1}]																[mm]
2001	Sobolewo	701,02	20,19	60,49	4,15	18,37	0,48	0,62	34,71	30,32	10,44	28,23	161,02	0,02	0,30	0,14	11,02	220,4
	Ujście	594,12	26,81	80,32	3,88	17,15	0,48	0,61	40,16	39,47	14,06	31,29	166,34	0,03	0,56	0,12	11,02	
	Zlewnia	+106,90	-6,62	-19,83	+0,27	+1,22	0,00	+0,01	-5,45	-9,15	-3,62	-3,06	-5,32	-0,01	-0,26	+0,02	0,00	
2002	Sobolewo	617,12	21,10	63,23	4,39	19,44	0,58	0,75	32,21	29,09	9,32	32,06	193,72	0,03	0,23	0,09	12,68	252,3
	Ujście	660,21	27,13	81,28	4,05	17,94	1,03	1,32	37,54	41,87	14,09	32,72	197,63	0,05	0,59	0,11	12,68	
	Zlewnia	-43,09	-6,03	-18,05	+0,34	+1,50	-0,45	-0,57	-5,33	-12,78	-4,77	-0,66	-3,91	-0,02	-0,36	-0,02	0,00	
2003	Sobolewo	457,09	17,40	52,14	3,52	15,57	0,64	0,82	88,09	26,20	10,16	19,31	131,44	0,02	0,23	0,11	7,23	164,7
	Ujście	474,96	21,50	64,42	2,52	11,14	1,28	1,65	33,52	36,63	11,85	20,21	139,28	0,02	0,24	0,14	7,23	
	Zlewnia	-17,87	-4,10	-12,28	+1,00	+4,43	-0,64	-0,83	54,57	-10,43	-1,69	-0,90	-7,84	-0,01	-0,01	-0,03	0,00	
2004	Sobolewo	640,48	19,01	56,94	4,03	17,83	0,39	0,50	32,05	30,53	9,69	25,94	155,94	0,02				217,2
	Ujście	511,77	28,61	85,71	3,17	14,03	0,49	0,63	41,61	42,15	10,76	28,20	177,61	0,03				
	Zlewnia	+128,71	-9,60	-28,77	+0,86	+3,80	-0,10	-0,13	-9,56	-11,62	-1,07	-2,26	-21,67	-0,01				
2005	Sobolewo	894,48	25,40	76,10	4,29	18,98	0,45	0,57	35,95	35,39	9,64	33,70	198,68	0,04				279,7
	Ujście	763,17	33,40	100,05	2,55	11,29	0,54	0,69	42,08	50,67	10,86	31,96	237,43	0,03				
	Zlewnia	+131,31	-8,00	-23,95	+1,74	+7,69	-0,09	-0,12	-6,13	-15,28	-1,21	+1,74	-38,75	+0,01				
2006	Sobolewo	513,75	17,31	51,84	4,19	18,54	0,36	0,46	34,79	34,65	7,89	24,02	137,27	0,02	0,20			184,4
	Ujście	493,35	26,65	79,84	1,12	4,95	0,32	0,41	35,17	41,99	9,38	21,89	151,86	0,02	0,30			
	Zlewnia	+20,40	-9,34	-28,00	+3,07	+13,59	+0,04	+0,05	-0,38	-7,34	-1,49	+2,13	-14,59	0,00	-0,10			
2007	Sobolewo	885,88	29,72	89,03	7,55	33,42	0,70	0,90	55,73	51,68	13,39	42,06	258,61	0,04	0,25			341,7
	Ujście	802,67	41,51	124,34	5,70	25,22	0,65	0,84	68,05	58,46	13,33	37,11	268,86	0,06	0,57			
	Zlewnia	+83,21	-11,79	-35,31	+1,85	+8,20	+0,05	+0,06	-12,32	-6,78	+0,06	+4,95	-10,25	-0,02	-0,32			
2008	Sobolewo	704,66	25,29	75,77	8,33	36,87	0,63	0,81	56,92	42,44	10,49	32,24	190,71	0,02	0,24			253,4
	Ujście	668,21	32,88	98,51	3,85	17,05	0,64	0,83	52,20	50,35	13,15	25,03	209,60	0,02	0,47			
	Zlewnia	+36,45	-7,59	-22,74	+4,48	+19,82	-0,01	-0,02	+4,72	-7,91	-2,66	+7,21	-18,89	0,00	-0,23			

Rok		HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	SUS	Warstwa odpływu
		[kg·ha^{-1}]																[mm]
2009	Sobolewo	649,41	26,80	80,28	6,37	28,18	1,66	2,14	53,93	40,83	9,77	32,05	166,76	0,02	0,23			221,8
	Ujście	582,71	28,45	85,22	6,60	29,21	1,32	1,70	49,42	48,28	10,31	24,32	185,43	0,04	0,14			
	Zlewnia	+66,70	-1,65	-4,94	-0,23	-1,03	+0,34	+0,44	+4,51	-7,45	-0,54	+7,73	-18,67	-0,02	+0,09			
2010	Sobolewo	605,92	19,98	59,87	2,77	12,25	1,27	1,64	40,95	39,32	9,14	26,04	162,17	0,02	0,26			219,7
	Ujście	527,71	19,54	58,55	3,24	14,33	1,47	1,89	41,17	43,12	10,91	24,20	176,43	0,04	0,16			
	Zlewnia	+78,21	+0,44	+1,32	-0,47	-2,08	-0,20	-0,25	-0,22	-3,80	-1,77	+1,84	-14,26	-0,02	+0,10			
2011	Sobolewo	642,54	16,98	50,86	3,55	15,71	2,08	2,68	41,98	46,78	10,97	29,75	164,26	0,02	0,22			217,2
	Ujście	638,46	18,08	54,17	4,07	18,02	1,94	2,50	43,92	49,80	11,54	28,29	180,06	0,04	0,26			
	Zlewnia	+4,08	-1,11	-3,31	-0,52	-2,31	+0,14	+0,18	-1,94	-3,02	-0,57	+1,46	-15,80	-0,02	-0,04			
2012	Sobolewo	571,01	16,92	50,70	3,27	14,47	0,50	0,64	55,70	61,30	11,13	23,60	149,19	0,02	0,19			193,6
	Ujście	575,32	17,56	52,61	3,91	17,30	0,57	0,73	42,33	40,00	10,08	27,45	160,34	0,03	0,17			
	Zlewnia	-4,31	-0,64	-1,91	-0,64	-2,83	-0,07	-0,09	+13,37	+21,30	+1,05	-3,85	-11,15	-0,01	+0,02			
2013	Sobolewo	568,60	16,47	49,33	2,70	11,95	0,68	0,88	36,02	33,46	8,70	24,72	152,38	0,02	0,13			200,6
	Ujście	585,38	19,96	59,81	3,55	15,71	0,87	1,13	40,48	34,35	9,19	26,98	152,93	0,03	0,16			
	Zlewnia	-16,78	-3,50	-10,48	-0,85	-3,76	-0,19	-0,25	-4,46	-0,89	-0,49	-2,26	-0,55	-0,01	-0,03			
2014	Sobolewo	449,88	14,55	43,60	2,65	11,71	0,74	0,95	30,04	25,26	7,61	21,50	133,74	0,02	0,10			169,5
	Ujście	509,66	16,07	48,14	3,84	17,00	1,12	1,44	37,85	32,72	9,58	22,61	130,78	0,02	0,12			
	Zlewnia	-59,78	-1,52	-4,54	-1,19	-5,29	-0,38	-0,49	-7,81	-7,46	-1,97	-1,11	+2,96	0,00	-0,02			
2015	Sobolewo	461,21	13,32	39,90	1,73	7,65	0,17	0,22	33,82	35,33	7,99	20,50	119,53	0,01	0,09	0,04	4,48	149,6
	Ujście	463,16	14,58	43,69	2,53	11,18	0,25	0,32	40,30	37,50	11,03	23,12	122,95	0,01	0,14	0,04	4,48	
	Zlewnia	-1,95	-1,26	-3,79	-0,80	-3,53	-0,08	-0,10	-6,47	-2,17	-3,04	-2,62	-3,42	0,00	-0,05	0,00	0,00	
2001-2015 (śr. arytm.)	Zlewnia	+34,15	-4,82	-14,44	+0,59	+2,63	-0,11	-0,14	+1,14	-5,65	-1,59	+0,69	-12,14	-0,01	-0,09	-0,01	0,00	219,1

+ – wielkość ładunku zatrzymywane w zlewni; - - wielkość ładunku odprowadzana ze zlewni

W 2015 roku wszystkie badane parametry fizykochemiczne zawierały się w I klasie czystości. W okresie 1997-2015 stężenia fosforu ogólnego zmalały przeciętnie o 40 $\mu g \cdot dm^{-3}$/10 lat w Sobolewie i prawie o 113 $\mu g \cdot dm^{-3}$/10 lat przy ujściu rzeki do jeziora Wigry.

Tym niemniej kontynuowane są działania zmierzające do ograniczania możliwego wpływu różnych czynników antropogenicznych na wody. Między innymi zostały przeprowadzone prace nad usprawnieniem funkcjonowania miejskiej oczyszczalni ścieków w Suwałkach, co zdecydowanie wpłynęło na poprawę jakości wód Czarnej Hańczy dopływającej do obszaru zlewni badawczej, a część gospodarstw rolnych położonych w granicach zlewni, w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki, została wyposażona w płyty gnojowe i zbiorniki na gnojowicę, co ograniczyło dopływ do rzeki zanieczyszczeń pochodzących z hodowli zwierząt.

Zatem do istotniejszych czynników kształtujących przestrzeń przyrodniczą zlewni należą czynniki o charakterze naturalnym, do których zalicza się czynniki klimatyczne. To stwierdzenie zgodne jest z „Oceną wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030" opublikowaną przez Generalną Dyrekcję Ochrony Środowiska (Bartosz i in. 2012). Z opracowania tego wynika, że „kluczowy wpływ na gatunki i siedliska w perspektywie najbliższych lat będzie miała intensyfikacja ekstremalnych zjawisk pogodowych takich jak gwałtowne, ulewne opady, porywiste wiatry, powodzie czy długotrwale utrzymujące się okresy bezopadowe, połączone z wysokimi wartościami temperatur i występującymi w ich efekcie suszami". Jako przykładowe czynniki klimatyczne, mogące mieć znaczący wpływ na przyrodę, wymienia się m.in.: liczbę dni z temperaturą ujemną, liczbę dni upalnych z temperaturą powyżej 30°C, długość okresów bezopadowych, długość okresu wegetacyjnego, wielkość opadów czy wysokość i okres zalegania pokrywy śnieżnej.

Obserwowane zjawiska obniżania się poziomu wód podziemnych i powierzchniowych są wywoływane zmianami klimatycznymi. Do głównych czynników klimatycznych, powodujących zmiany w funkcjonowaniu ekosystemów, silnie oddziałujących na zbiorowiska roślinne i w dużym stopniu decydujących o dostępności zasobów wodnych w środowisku, należą opady atmosferyczne i temperatura powietrza.

Opady atmosferyczne bardzo silnie wpływają na stan środowiska przyrodniczego. Ich niedobór w środowisku spowodował znaczące obniżenie się poziomu wód w Czarnej Hańczy. Z obserwacji terenowych wynika, że brak dostatecznego zasilania wodami opadowymi bezodpływowych zagłębień, zabagnień oraz niewielkich zbiorników wodnych, spowodował gwałtowne ich zanikanie, a tym samym utratę miejsc przebywania, rozrodu i żerowania wielu organizmów wodnych i ziemnowodnych. Niedobór wody szczególnie zaznaczył się w środowiskach leśnych, zwłaszcza zależnych od wód. Ogólny niedobór wody

w drzewostanach zlewni był potęgowany przez zjawisko intercepcji podokapowej, która jeszcze bardziej wpływała na przesuszenie gleby i ściółki leśnej. Woda opadowa jest zatrzymywana na powierzchni liści, gałęzi oraz pni, skąd w większości odparowuje. W przypadkach, kiedy powierzchnia gałęzi i pni jest pokryta warstwą mchów czy porostów, woda zostaje też częściowo wchłonięta przez te organizmy. W konsekwencji ilość wody docierająca do dna lasu jest najczęściej znacznie mniejsza od jej ilości docierającej do koron drzew - intercepcja podokapowa dochodzi nawet do 80%, co negatywnie wpływa na kondycję gatunków roślin, grzybów i zwierząt zamieszkujących te środowiska.

Niedobór wód opadowych jest potęgowany wysokimi wartościami temperatur powietrza. W okresie 2002-2015 średnia roczna temperatura wzrastała przeciętnie o 0,35°C/10 lat. Zmiany termiczne wyraźnie wpłynęły na długość trwania okresu wegetacyjnego. Analizując wielolecie 1973-2001, długość okresu wegetacyjnego wynosiła przeciętnie 201 dni, z tendencją do wzrostu (mniej więcej 6 dni/10 lat). W ostatnim czasie (2002-2015) okres wegetacyjny trwał już przeciętnie 214 dni i nadal wykazywał tendencję wzrostową (14 dni/10 lat). Z całą pewnością jest to zjawisko, które może mieć duże znaczenie dla wkraczania roślin należących do gatunków o dużych wymaganiach cieplnych, w tym gatunków obcego pochodzenia. Już w Raporcie "Wpływ zmian klimatycznych na gatunki flory w Europie" (Heywood 2009) globalne ocieplenie zostało wymienione jako jeden z czynników mogących ułatwić ekspansję roślin inwazyjnych. Na obszarze zlewni badawczej, oraz w jej otulinie, od kilku lat obserwowany jest wzrost ekspansji niektórych gatunków obcych geograficznie. Dotyczy to w szczególności niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera*, ale i innych gatunków obcego pochodzenia, w tym kolczurki klapowanej *Echinocystic lobata* i niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*, zajmujących coraz większe obszary. Inwazje biologiczne, które obecnie są uznawane za jedno z największych zagrożeń dla przyrody, mogą w dużym stopniu wpływać na funkcjonowanie siedlisk przyrodniczych. Stwierdzenie występowania na terenie zlewni ponad 20 gatunków roślin obcego pochodzenia już jest niepokojące (Krzysztofiak i in. 2016). Największe zagrożenie dla rodzimej flory oraz siedlisk przyrodniczych występuje ze strony niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera* (Krzysztofiak A., Krzysztofiak L. 2015). Już w poprzednich latach stwierdzono, na podstawie własnych obserwacji, że gatunek ten zagraża stanowiskom rzadkich i chronionych roślin, do których należy m.in. fiołek torfowy *Viola epipsila*. Gatunek ten jest reliktem epoki lodowcowej, w Polsce jest objęty ochroną ścisłą i jest zamieszczony w Polskiej Czerwonej Księdze Roślin – jako krytycznie zagrożony oraz na Czerwonej liście roślin i grzybów Polski – jako gatunek wymierający – krytycznie zagrożony. Zabiegi ochronne, polegające na mechanicznym usuwaniu niecierpka gruczołowatego, podjęte w latach 2012-2015, pozwoliły na razie zażegnać niebezpieczeństwo, jednak w dalszym ciągu konieczne jest prowadzenie

w dolinie Czarnej Hańczy czynnej ochrony zagrożonych gatunków. Dotychczasowe wyniki monitoringu skuteczności prowadzonych zabiegów wskazują, że zastosowana metoda ograniczania populacji tego gatunku przynosi pożądane efekty. Dużym zagrożeniem dla przyrody zlewni jest również występowanie czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* oraz dębu czerwonego *Quercus rubra*. Gatunki te przeważnie występują wzdłuż dróg leśnych i linii oddziałowych, a ostatnio coraz częściej wnikają w głąb zbiorowisk leśnych. W stosunku do tych gatunków prowadzone są również zabiegi zwalczania, polegające na wycinaniu dorosłych osobników i wyrywaniu siewek i podrostów.

Na terenie zlewni badawczej i w jej otulinie występują siedliska przyrodnicze, które wykazują wysoką wrażliwość na zmiany klimatu, m.in. torfowiska przejściowe i trzęsawiska (kod 7140) czy górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230). Są to przede wszystkim siedliska hydrogeniczne o bardzo dużej wrażliwości na wszelkie zaburzenia stosunków wodnych. Według Bartosza i in. (2012) na te siedliska będą oddziaływały takie czynniki, jak: długotrwałe okresy bezdeszczowe, zwiększona frekwencja upałów, krótszy czas zalegania i mniejsza wysokość pokrywy śnieżnej. To może doprowadzić do zmniejszenia uwodnienia siedlisk, powodując procesy murszenia hydrogenicznych gleb oraz mineralizacji materii organicznej i uwalnianie związków biogennych. W konsekwencji może nastąpić eutrofizacja środowiska, wycofywanie się gatunków charakterystycznych, ekspansja roślin nitrofilnych oraz powolne zarastanie obszaru roślinnością krzewiastą i drzewiastą. Taki scenariusz jest prawdopodobny dla całego obszaru Natura 2000 „Ostoja Wigierska", w granicach którego znajduje się przeważająca część zlewni badawczej Stacji Bazowej Wigry. Według autorów wspomnianego już wyżej opracowania (Bartosz i in. 2012) „Ostoja Wigierska" została zaliczona do grupy obszarów „naturowych" o wysokim stopniu zagrożenia zmianami klimatycznymi ze względu na przedmiot ochrony. Można zatem przyjąć, że wszystkie siedliska i gatunki od wód zależne, są na tym terenie wysoce zagrożone. Należą do nich wszystkie torfowiska oraz rośliny torfowisk i podmokłych łąk, jak: fiołek torfowy *Viola epipsila*, wątlik błotny *Hammarbya paludosa*, wyblin jednolistny *Malaxis monophyllos* czy brzoza niska *Betula humilis*. Zagrożone mogą być również siedliska leśne, zależne od wysokiego poziomu wody gruntowej, takie, jak olsy, świerczyny bagienne czy bory bagienne.

Wyniki uzyskane z programów pomiarowych ZMŚP w większości przypadków nie wskazują na istotne zagrożenia dla środowiska przyrodniczego zlewni badawczej. Ogólnie należy stwierdzić, że obszar zlewni charakteryzuje się dobrym stanem środowiska, a obserwowane zmiany mają przeważnie charakter naturalny i na ogół nie wpływają jeszcze negatywnie na stan przyrody.

PODSUMOWANIE

Analizując wielkości zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego zlewni badawczej Wigry można przyjąć, że czynnik ten nie decyduje, lub decyduje tylko w niewielkim stopniu i to lokalnie, o zmianach zachodzących w środowisku. Rośliny i zwierzęta mają zapewnione dobre warunki bytowania na obszarze zlewni i ich występowanie czy wielkość populacji nie jest w sposób istotny ograniczana tym czynnikiem.

Wyniki uzyskane z poszczególnych programów pomiarowych potwierdzają, że największy wpływ na środowisko przyrodnicze zlewni mają czynniki klimatyczne. Zmiany klimatyczne są jednym z głównych czynników odpowiedzialnych za inwazje obcych gatunków roślin. Na poziomie globalnym obce gatunki inwazyjne są powszechnie uważane za jedno z największych zagrożeń dla różnorodności biologicznej, ustępujące pod względem ważności tylko utracie i degradacji siedlisk.

Zaobserwowane, przez ostatnich kilkanaście lat, zmiany w środowisku przyrodniczym zlewni badawczej Czarnej Hańczy mają przeważnie charakter naturalny i na ogół nie wpływają w sposób istotny negatywnie na stan przyrody. Jednak w dalszej perspektywie mogą poważnie zagrozić przyrodzie zlewni, a zwłaszcza gatunkom i siedliskom przyrodniczym. Dalsze obniżanie się poziomu wód powierzchniowych i podziemnych oraz deficyt wody (zwłaszcza w okresie wiosennym) i związane z tym przesuszenie gleby oraz torfowisk, mogą spowodować niekorzystne, trudno odwracalne zmiany w środowisku i doprowadzić do utraty niektórych wartości przyrodniczych.

LITERATURA

Bartosz R., Bukowska M., Chylarecki P., Ignatowicz A., Puzio A., Wilińska A., 2012. Ocena wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody. GDOŚ, Warszawa.

Ber A., 1981. Pojezierze Suwalsko-Augustowskie. Przewodnik geologiczny. Wydawnictwa Geologiczne. Warszawa.

Fałtynowicz W., 1995. Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno.

Górniak A.S. (red.), 2013. Plan ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004 - operat ochrony zasobów i ekosystemów wodnych. Warszawa, Białystok, Olsztyn, Suwałki, msc.

Grodzińska K., Szarek G., Godzik B., 1990. Heavy metal deposition in Polish National Parks. Changes during ten years. Water, Air Soil Pollut., 49: 409-419.

Heywood V., 2009. Wpływ zmian klimatycznych na gatunki flory w Europie. T-PVS/Inf, 9.

Hołdyński Cz., Zawadzka D., 2014. Siedliska przyrodnicze i gatunki sieci Natura 2000 w Wigierskim Parku Narodowym i Ostoi Wigierskiej. Charakterystyka, rozpoznawanie i zarządzanie. Wigierski Park Narodowy, Krzywe.

Kondracki J., 2002. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.

Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., 2015. Niecierpek gruczołowaty *Impatiens grandulifera* - groźny inwazyjny gatunek obcego pochodzenia. Stow. "Człowiek i Przyroda", Krzywe.

Krzysztofiak L., 1997. Stacja Bazowa Wigry – jej struktura i główne zadania. W: L. Krzysztofiak (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Wigry (Wigierski Park Narodowy). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 14-17.

Krzysztofiak L., Romański M., Mackiewicz A., Krzysztofiak A., Danilczyk M. 2016. Raport z realizacji programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej WIGRY w 2015 roku. Wigierski Park Narodowy, Krzywe, msc.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI STRUGI TORUŃSKIEJ

Marek Kejna, Joanna Uscka-Kowalkowska

Wydział Nauk o Ziemi,
Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

WPROWADZENIE

Stacja Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Mikołaja Kopernika działa w Koniczynce na Pojezierzu Chełmińskim (φ = 18º05'N, λ = 18º42'E, h = 84 m n.p.m.) – Wójcik, Marciniak (1996).

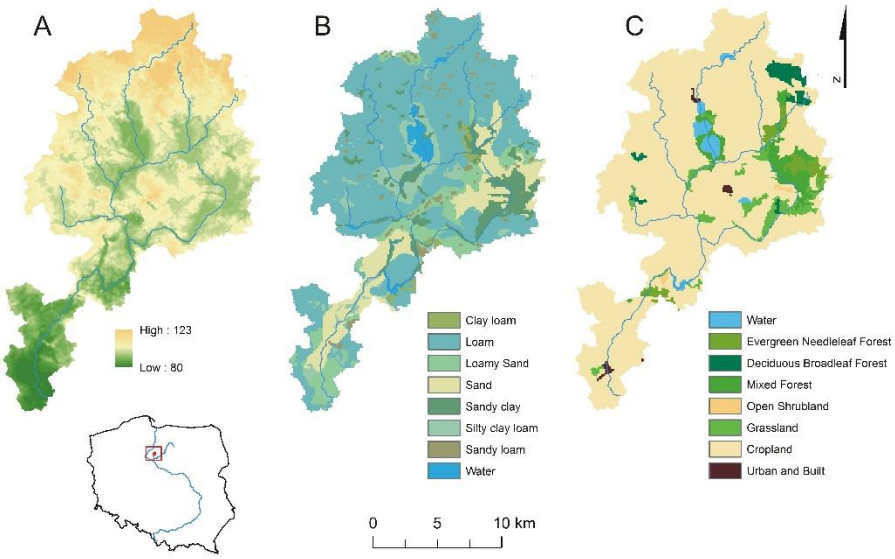
Systematyczne badania środowiskowe rozpoczęto na tym terenie już w 1950 r. w ramach prac prowadzonych przez Ośrodek Badawczy Biologii Stosowanej Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu (Gromadzka 1996). W powołanej w dniu 29 września 1993 r. Stacji Bazowej ZMŚP w Koniczynce znacznie rozszerzono zakres prowadzonych badań. Prace badawcze skoncentrowano głównie na obszarze zlewni reprezentatywnej, która obejmuje środkowy fragment dorzecza Strugi Toruńskiej o powierzchni 35,173 km^2. Ze względu na rolniczy charakter oraz podmiejskie położenie badanego obszaru zaznacza się tu silna antropopresja. Zmiany wywołane działalnością człowieka dotyczą wszystkich, zarówno abiotycznych, jak i biotycznych elementów środowiska.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Stacja ZMŚP w Koniczynce reprezentuje geoekosystem bezleśnej, użytkowanej rolniczo, młodoglacjalnej, płaskiej wysoczyzny morenowej (Wójcik, Marciniak 1996). Intensywna gospodarka rolna prowadzona na tym obszarze powoduje nadmierne obciążenie środowiska, degradację gleb oraz zanieczyszczenie wód powierzchniowych. Ze względu na gliniaste gleby oraz specyficzne dla wysoczyzny morenowej stosunki hydrologiczne, większość pól jest zmeliorowana. Zaznacza się tu również wpływ pobliskich ośrodków miejsko-przemysłowych, a zwłaszcza Torunia i Chełmży oraz zanieczyszczenia komunikacyjne. Przez teren zlewni reprezentatywnej przebiega autostrada A1, drogi krajowe nr 15 i 91, północna obwodnica Torunia oraz linie kolejowe z Torunia do Iławy i do Chełmży.

Zlewnia reprezentatywna Strugi Toruńskiej została wydzielona w środkowym biegu rzeki na Równinie Chełmżyńskiej wchodzącej w skład mezoregionu Pojezierza Chełmińskiego (Kondracki 2002). Struga Toruńska wypływa z jeziora Wieldządz i uchodzi do Wisły w Toruniu. Jej długość wynosi

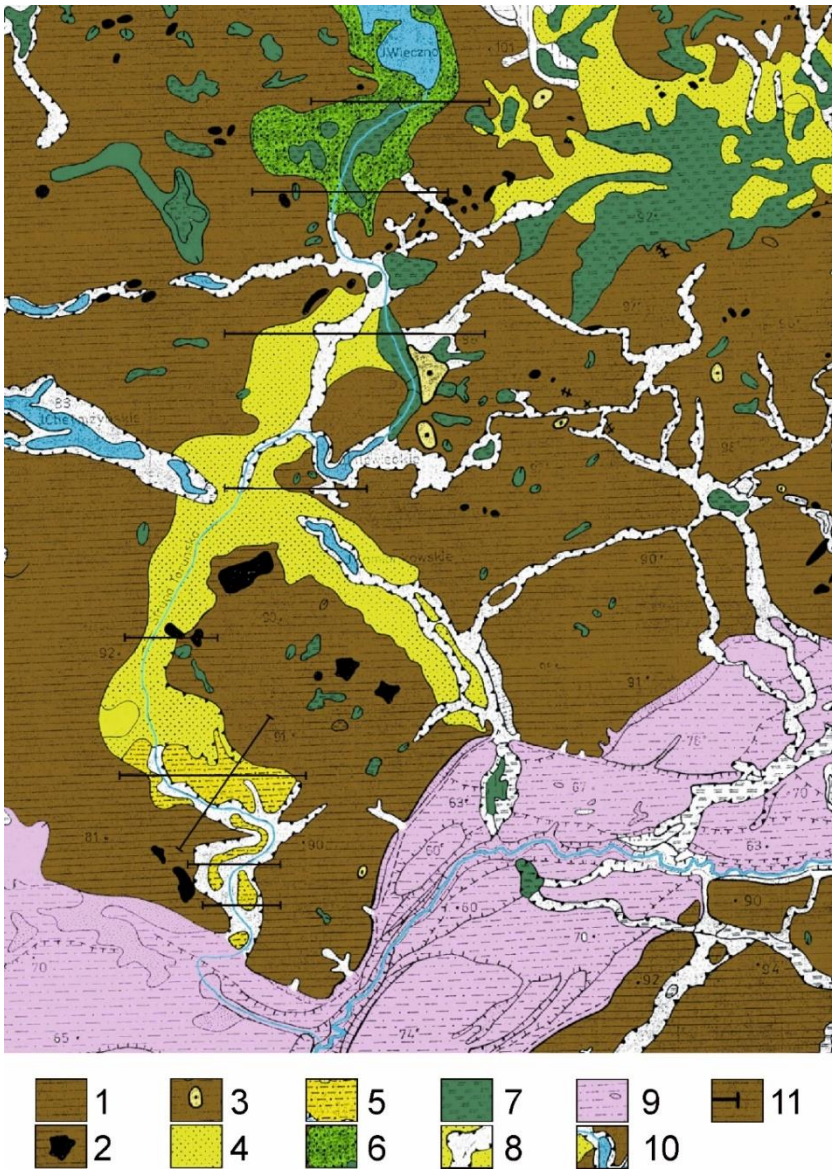
51,3 km, a całkowita powierzchnia dorzecza 371,0 km^2 (Celmer i in. 1996) (*Ryc. 3.5.1*). W górnym odcinku Struga Toruńska przepływa przez liczne jeziora, co w zdecydowany sposób wpływa na jej reżim hydrologiczny i właściwości chemiczne wód (Wojtczak 2012). Na znacznej długości rzeka została uregulowana i płynie w sztucznie przekopanych rowach. Wody Strugi Toruńskiej były wykorzystywane do napędzania młynów i innych urządzeń (Podgórski 2000).



Ryc. 3.5.1. Zlewnia Strugi Toruńskiej: A - hipsometria, B – utwory powierzchniowe, C – użytkowanie terenu (wg Kejna, Strzyżewski 2014)
Źródło danych – numeryczny model terenu (http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp); pokrycie terenu Corine Land Cover 2006 (http://www.eea.europa.eu)

Obszar zlewni reprezentatywnej jest wysoczyzną morenową rozciętą pasem równiny wód roztopowych z fazy poznańskiej zlodowacenia bałtyckiego (*Ryc. 3.5.2*) (Celmer 1987, Niewiarowski 1996). Na potrzeby ZMŚP wydzielono fragment jej dorzecza - zlewnię reprezentatywną, którą od północy ogranicza wodowskaz w Lipowcu, a od południa wodowskaz w Koniczynce (*Ryc. 3.5.3*). Powierzchnia terenu zlewni reprezentatywnej jest płaska, miejscami lekko falista. Najwyższy punkt, o wysokości 101,4 m n.p.m., jest położony na północy zlewni, natomiast najniższy (77,8 m n.p.m.) przy wodowskazie w Koniczynce. Obszar ten odznacza się dużym zróżnicowaniem budowy geologicznej, z przewagą gliny morenowej o zmiennej miąższości od 3 do 27 m. W obrębie równiny wód roztopowych występują piaski i żwiry wodnolodowcowe o małej miąższości. W licznych obniżeniach terenu dominują utwory zastoiskowe

i organiczne. Pomimo nieznacznych deniwelacji zachodzą tu intensywne współczesne procesy geomorfologiczne (Niewiarowski i in. 1992).



Ryc. 3.5.2. Szkic geomorfologiczny dorzecza Strugi Toruńskiej (za: W. Niewiarowski 1996; Z. Podgórski 2000)
Objaśnienia: 1-wysoczyzny morenowe płaskie i faliste, 2-pagórki i wzgórza moren czołowych i pokrewnych, 3-wzgórza kemowe, 4-doliny sandrowe, 5-erozyjne równiny wód roztopowych, 6-równiny zastoiskowe, 7-obniżenia i równiny biogeniczne, 8-rynny subglacjalne i doliny roztopowe, 9-terasy rzeczne Wisły i Drwęcy, 10-rzeki i jeziora, 11-transekty badawcze

Na obszarze zlewni reprezentatywnej występują trzy pasy litologiczno-glebowe. Na wysoczyźnie morenowej dominują gleby płowe. W wyniku oddziaływania wód gruntowych na skałę macierzystą powstały również czarne ziemie, które mają w tej asocjacji charakter gleb towarzyszących. Natomiast w krajobrazie erozyjnej równiny wód roztopowych występują śródstrefowe czarne ziemie, a w miejscach wyżej położonych autogeniczne gleby płowe (Bednarek, Dziadowiec 1996; Bednarek, Szrejder 2004).

Ze względu na trudno przepuszczalne utwory występujące na powierzchni, obszar ten wymaga melioracji. Przeważnie stosowano tu tzw. drenarkę systematyczną o gęstości rozstawu sączków drenarskich od ok. 12,5 m na gruntach zwięzłych do ok. 25 m na gruntach średnio przepuszczalnych. Średnia długość drenów wynosi więc od 67 do 80 km/km^2. Melioracjami objęto od 50 do 80% powierzchni zlewni reprezentatywnej (Celmer, Marszelewski 1987; Celmer i in. 1996. Melioracja ta doprowadziła do znacznego zmniejszenia powierzchni terenów podmokłych (Luc 2004).

Już w 1222 r. Zakon Krzyżacki założył pierwsze wsie w Gostkowie i Turznie (Gierańczyk 2004). Szczególnie duża degradacja lasów i pozyskanie terenów pod uprawy nastąpiła w XVI-XVII wieku, w okresie znacznego popytu na zboże. Również współcześnie dominującą cechą tego obszaru pozostaje rolnictwo, grunty orne stanowią 86,6% jego powierzchni, a łąki 9,1%. Zabudowa wiejska z ogrodami stanowi 2,5% (Wójcik 1998). Teren zlewni jest praktycznie bezleśny. Parki i zadrzewienia śródpolne zajmują ok. 1,8%. Na terenie zlewni uprawia się głównie zboża (pszenicę i jęczmień), które stanowią ok. 67% gruntów ornych, a ponadto rośliny przemysłowe (14,4%), głownie buraki cukrowe i rzepak. W hodowli dominuje trzoda chlewna (204 szt./100 ha u.r.) i bydło (19,1 szt./100 ha u.r.) – (Kluba, Rudnicki 2004). Na terenie wokół Koniczynki znaczny areał jest wykorzystywany pod intensywną uprawę warzyw, z zastosowaniem dużej ilości nawozów i środków ochrony roślin.

Współcześnie teren ten podlega silnej presji ze strony pobliskiego Torunia. Rozwija się osadnictwo podmiejskie, planowane też są liczne obiekty przemysłowe ze względu na korzystne położenie komunikacyjne, przez północną część zlewni przebiega autostrada A1.

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

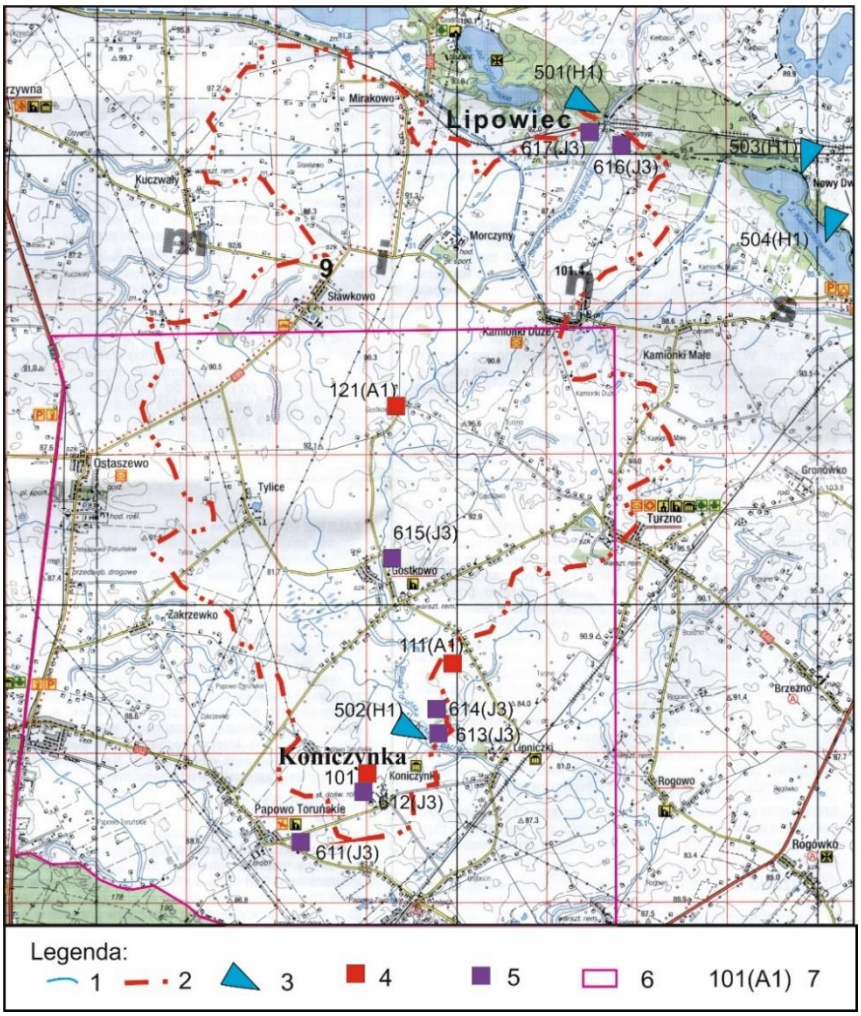
Na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej w ramach ZMŚP realizowanych jest 12 obligatoryjnych programów oraz 3 programy specjalistyczne. Ze względu na brak większych kompleksów leśnych nie są realizowane programy związane z monitoringiem lasów. W 2015 r. monitoringiem objęto pobliską zlewnię bezodpływową z Jeziorem Kamionkowskim. Program ZMŚP w Koniczynce realizuje szereg instytucji:

A1. Meteorologia - od 1993 r. (Katedra Meteorologii i Klimatologii UMK w Toruniu);
B1. Chemizm powietrza - od 1996 r. (Wojewódzki Inspektoratu Ochrony Środowiska w Bydgoszczy - pomiary automatyczne, CI-W PROPAGATOR w Krakowie - metoda pasywna, od 2003 r.);
C1. Chemizm opadów atmosferycznych - od 1993 r. (Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie, Stacja ZMŚP w Koniczynce);
D1: Metale ciężkie w porostach (transplantacja) - od 2003 r. (Uniwersytet Jagielloński w Krakowie; od 2015 r. Uniwersytet im. J. Kochanowskiego w Kielcach);
E1. Gleby – od 1993 r. (Katedra Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu UMK w Toruniu, Akademia Rolnicza w Poznaniu 2000 r.);
F1. Roztwory glebowe – od 2010 r. (Stacja ZMŚP w Koniczynce, Katedra Gleboznawstwa UMK w Toruniu);
F2. Wody podziemne – od 1995 r. (Stacja ZMŚP w Koniczynce, Państwowy Instytut Geologiczny, Oddział w Gdańsku);
H1. Wody powierzchniowe – rzeki – od 1993 r. (Katedra Hydrologii i Gospodarki Wodnej UMK w Toruniu, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy);
H2. Wody powierzchniowe – jeziora – od 2015 r. (Katedra Hydrologii i Gospodarki Wodnej UMK w Toruniu). Program obejmuje Jezioro Kamionkowskie, którego bezodpływowa zlewnia graniczy od północy ze zlewnią Strugi Toruńskiej;
J1. Flora i roślinność – od 1993 r. (Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UMK w Toruniu);
J3 Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia – rośliny – od 2015 r. (Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UMK w Toruniu);
M1. Epifity nadrzewne – od 2001 (Stacja ZMŚP w Koniczynce).
Programy specjalistyczne:
Bilans radiacyjny – od 2011 r. (Katedra Meteorologii i Klimatologii UMK w Toruniu);
Monitoring stanu liczebnego populacji lęgowych dymówki *Hirundo rustica (L.)* i oknówki *Delichon urbica (L.)* - od 1996 r. (Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UMK w Toruniu);
Monitoring fauny glebowej - od 1993 r. (Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UMK w Toruniu).

Największa koncentracja badań występuje w rejonie Koniczynki, jednak niektóre badania są prowadzone na terenie całej zlewni, np. program M1 (monitoring porostów), badania topoklimatyczne, monitoring awifauny (*Ryc. 3.5.3*).

Większość pomiarów prowadzona jest w sposób automatyczny z różną rozdzielczością czasową, od wartości minutowych (bilans radiacyjny, zanieczyszczenie powietrza), poprzez wartości godzinne i dobowe (pomiary

meteorologiczne, hydrologiczne, chemizm opadów atmosferycznych), po pomiary cotygodniowe (wody podziemne), 2-tygodniowe (monitoring fauny glebowej), comiesięczne (chemizm powietrza metodą pasywną, chemizm opadów atmosferycznych, chemizm wody w Strudze Toruńskiej, chemizm roztworów glebowych), po sezonowe (chemizm wód podziemnych), półroczne (metale ciężkie w transplantowanych porostach), roczne (epifity nadrzewne), a nawet 10 letnie (powierzchnie stałe w monitoringu gleb oraz flora i roślinność).



Ryc. 3.5.3. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk badawczych w zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej

Objaśnienia: 1 - Struga Toruńska, 2 - Granica zlewni reprezentatywnej, 3 - Wodowskazy na Strudze Toruńskiej, 4 - Stacje meteorologiczne, 5 - stanowiska transplantacji porostów (metale ciężkie), 6 - obszar monitoringu awifauny, 7 - Numer stanowiska (w nawiasie program badawczy) - objaśnienia w tekście.

Proste oznaczenia wymagające natychmiastowego pomiaru wykonuje się na miejscu w terenie. W większości jednak zebrane próby są analizowane w laboratoriach: woda ze Strugi Toruńskiej przez laboratorium Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Bydgoszczy, woda podziemna przez laboratoria Państwowego Instytutu Geologicznego oraz Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie, woda z opadów atmosferycznych przez laboratorium Instytutu Ochrony Środowiska, woda z roztworów glebowych przez laboratorium Katedry Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu UMK w Toruniu.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

PRZEMIANY W ATMOSFERZE

Głównym źródłem energii dla procesów zachodzących w środowisku jest promieniowanie słoneczne. Wielkość promieniowania docierająca do poszczególnych miejsc na kuli ziemskiej zależy od wielu czynników, wśród których najważniejszymi są: wysokość Słońca nad horyzontem i długość dnia. Polska jest położona w umiarkowanych szerokościach geograficznych, co w połączeniu z dużym zachmurzeniem powoduje, że charakteryzuje się małym dopływem promieniowania słonecznego. Na obszarze Polski jego sumy roczne (1971-2000) wynoszą od poniżej 3600 $MJ \cdot m^{-2}$ do powyżej 3800 $MJ \cdot m^{-2}$ (Lorenc 2005). Na tle kraju Stacja ZMŚP w Koniczynce położona jest na obszarze o większym od średniego dopływie promieniowania, w latach 2011-2013 zarejestrowano średnio 3822,9 $MJ \cdot m^{-2}$ (Kejna i in. 2014). Od lat 90-tych w Polsce obserwuje się wzrost dopływu promieniowania, szczególnie widoczny w obszarach silnie przekształconych antropogeniczne, np. w Warszawie (Bogdańska, Podogrocki 2000). W badanym okresie w Koniczynce widoczny jest również trend wzrostowy dopływu promieniowania słonecznego (*Tab. 3.5.1*). Tendencja ta związana jest m.in. ze wzrostem usłonecznienia, który jest widoczny w Koniczynce w latach 1997-2015, a także w dłuższym okresie (1981-2010) w Toruniu (Internetowy Atlas Województwa Kujawsko-Pomorskiego 2015). Jest to efekt zmniejszenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery (Zawadzka i in. 2013; Markowicz, Uscka-Kowalkowska 2015).

Jednym z ważniejszych elementów klimatu jest temperatura powietrza. Średnie i ekstremalne wartości temperatury powietrza w latach 1994-2015 w Koniczynce przedstawione są w tabeli 3.5.1. Polska w porównaniu do innych obszarów położonych na tej samej szerokości geograficznej jest uprzywilejowana termicznie, co wynika z przewagi wpływów oceanicznych znad Atlantyku. Na obszarze Polski obserwuje się rosnący trend temperatury, który w latach 1951-2008 wyniósł 0,24°C /10 lat (Biernacik i in. 2010). W latach 1994-2015 w Koniczynce średnia roczna temperatura powietrza wyniosła 8,6°C i wykazywała trend rosnący (0,48°C /10 lat) (*Ryc. 3.5.5*). Mimo znacznego ocieplenia wszystkie miesiące zimowe w Koniczynce charakteryzują się średnią

ujemną temperaturą powietrza, z najniższą wartością w styczniu (-1,6°C). Najcieplejszym miesiącem był lipiec ze średnią temperaturą wynoszącą 19,2°C (*Tab. 3.5.1*).

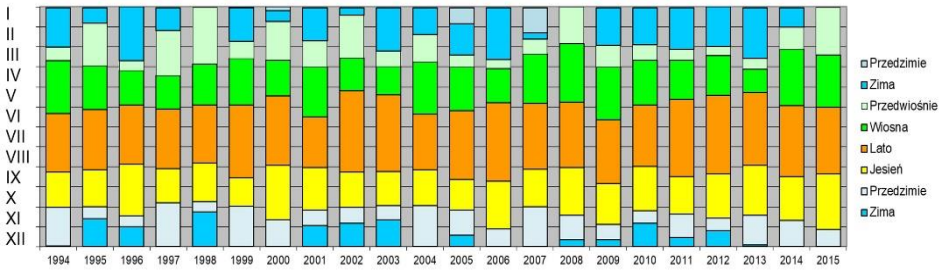
Tab. 3.5.1. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Koniczynka w okresie 1994-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P[1]	[h]	37,3	22,5	29,4	60,9	128,6	190,3	236,2	222,4	223,6	223,5	165,9	97,5	1638,2
SOL_T_S[2]	[MJ·m^{-2}]	70,6	44,2	68,4	125,0	282,5	448,4	563,4	604,7	585,1	492,9	343,8	194,0	3822,9
TA_$X_{max\ abs}$	[°C]	16,9	12,5	12,0	13,0	21,4	31,8	30,9	34,4	36,9	36,3	34,0	24,1	36,9
TA_X_{max}	[°C]	6,1	1,8	0,8	2,4	6,9	14,1	19,2	21,9	24,8	24,5	18,9	12,8	12,9
TA_D	[°C]	3,5	-0,4	-1,6	-0,6	2,8	8,7	13,6	16,6	19,2	18,6	13,8	8,6	8,6
TA_N_{min}	[°C]	1,2	-2,7	-4,0	-3,4	-0,8	3,6	8,0	11,1	13,6	13,2	9,5	5,2	4,5
TA_$N_{min\ abs.}$	[°C]	-17,6	-20,5	-28,3	-23,0	-19,9	-8,0	-3,6	4,0	4,6	6,2	0,0	-6,1	-28,3
TA_$G_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-1,1	-4,3	-5,8	-5,3	-3,2	0,4	4,1	7,2	9,8	8,9	6,1	2,0	1,6
TA_$G_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-19,5	-23,5	-33,5	-24,0	-21,0	-11,0	-11,6	-2,0	0,5	0,0	-3,5	-12,0	-33,5
T_$S_{5\ cm}$	[°C]	4,0	0,8	0,0	0,4	3,1	9,2	15,7	19,3	21,3	20,4	14,9	9,0	9,8
T_$S_{20\ cm}$	[°C]	4,7	1,5	0,5	0,7	2,9	8,4	14,5	18,1	20,2	19,7	15,0	9,6	9,7
T_$S_{50\ cm}$	[°C]	6,2	3,0	1,6	1,4	2,9	7,3	12,8	16,5	18,6	18,8	15,2	10,6	9,6
HH	[%]	89	89	88	85	80	70	68	70	71	71	77	83	78
RR_T	[mm]	34,8	39,1	33,6	26,4	30,8	29,8	55,5	52,3	93,0	64,8	51,2	31,9	543,1
SC_H	[cm]	20,0	35,0	38,5	40,0	18,0	15,0	·	·	·	·	·	0,4	40,0
PRES[2]	[hPa]	1014,0	1015,4	1014,6	1015,5	1015,3	1014,9	1014,4	1014,5	1013,7	1013,9	1016,7	1017,0	1015,0
WIV[3]	[m·s^{-1}]	3,3	3,6	3,9	3,9	4,0	3,6	3,2	2,9	2,9	2,7	2,9	3,1	3,3

1 – średnia z lat 1997-2015, 2 – średnia z lat 2003-2015, 3 - średnia z lat 1995-2015
Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

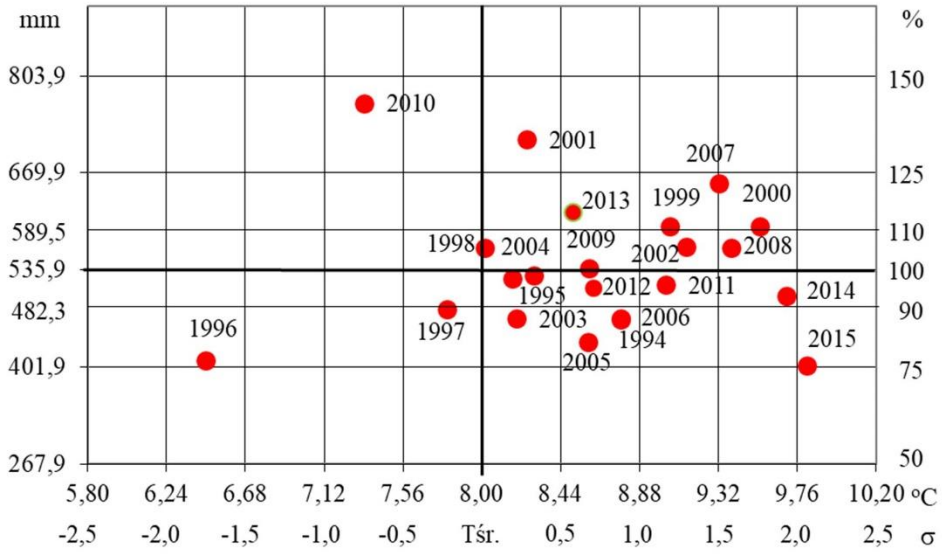
Zmiany temperatury wpływają na pojawy termicznych pór roku. W Koniczynce przedwiośnie (0°C<t≤5°C) rozpoczynało się przeciętnie 21 lutego i trwało 32 dni, wiosna (5°C <t≤15°C) zaś od 24 marca i trwała 66 dni. Lato (t>15°C) było najdłuższą porą roku i trwało od 1 czerwca do 8 września (102 dni). Jesień (5°C <t≤15°C) trwała 62 dni, a przedzimie (0°C <t≤5°C) rozpoczynało się 10 listopada i trwało 36 dni. Zima (t<0°C) trwała przeciętnie od 16 grudnia do 20 lutego (67 dni). Okres wegetacyjny (t>5°C) był długi (230 dni) i trwał od

24 marca do 9 listopada. Z roku na rok występowały znaczne zmiany w pojawianiu się termicznych pór roku i okresu wegetacyjnego (Kejna, Uscka-Kowalkowska 2003) (*Ryc. 3.5.4*).



Ryc. 3.5.4. Termiczne pory roku w Koniczynce w latach 1994-2015

Badany okres na tle wielolecia (dane z Torunia z lat 1966-1995) okazał się znacznie cieplejszym, zaledwie 2 spośród badanych lat (1996 i 2003) charakteryzowały się niższą temperaturą od średniej (*Ryc. 3.5.5*). Aż 13 z badanych lat w Koniczynce było powyżej normy termicznej, w tym lata 2007 i 2014 okazały się anomalnie ciepłe (*Tab. 3.5.2*). Ekstremalne wartości temperatury powietrza zmieniały się od -28,3°C w styczniu 2006 r. do 36,9°C w lipcu 1994 r.



Ryc. 3.5.5. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji Bazowej Koniczynka w okresie 1994–2015

Tab. 3.5.2. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP Koniczynka w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	-2,0	2,0	1,8	-3,4	3,7	9,0	12,2	15,3	21,5	18,9	14,2	6,9	8,3
1995	3,7	1,5	-1,3	3,0	2,7	7,4	12,0	16,2	20,5	19,3	13,3	10,7	9,1
1996	0,8	-5,1	-6,2	-6,8	-1,9	8,0	13,7	16,7	15,8	18,4	10,5	8,9	6,1
1997	5,1	-4,7	-4,2	1,9	3,0	4,9	12,5	16,1	17,5	19,4	13,1	6,5	7,6
1998	2,7	0,3	0,7	3,3	2,1	9,3	13,6	16,6	17,0	16,0	13,2	7,7	8,5
1999	-1,5	-1,9	0,5	-1,2	4,2	9,1	12,9	17,2	20,3	17,8	16,0	8,4	8,5
2000	2,4	1,1	-0,7	2,6	3,5	11,7	15,0	17,2	16,5	17,7	12,2	11,4	9,2
2001	5,8	1,7	-0,5	-0,3	1,6	7,8	13,3	14,8	20,0	19,3	12,0	10,9	8,9
2002	2,9	-2,8	0,2	3,5	4,5	8,3	16,9	17,2	19,9	20,6	13,5	7,1	9,3
2003	3,5	-5,7	-2,5	-4,1	2,0	7,3	15,2	17,9	19,0	18,3	14,1	5,2	7,5
2004	4,8	1,2	-4,6	0,4	3,4	8,4	11,6	15,1	16,8	18,8	13,7	9,6	8,3
2005	3,4	1,6	1,1	-2,0	0,3	8,5	13,2	15,6	20,1	17,4	16,2	9,5	8,7
2006	3,3	-0,1	-8,2	-2,4	-1,5	8,4	13,5	17,5	22,8	17,4	16,3	10,9	8,2
2007	6,2	4,4	3,7	-0,8	6,2	9,2	14,8	18,1	17,9	18,5	13,2	8,3	10,0
2008	2,0	0,9	1,1	3,6	3,5	8,2	13,5	17,8	18,9	18,2	12,9	9,4	9,2
2009	4,8	0,8	-3,0	-0,3	2,9	10,8	12,8	15,2	18,9	19,0	15,2	6,8	8,7
2010	5,8	-1,0	-7,9	-2,4	3,5	8,3	12,3	17,0	21,2	18,8	12,5	6,3	7,9
2011	4,8	-6,2	-0,3	-4,5	2,9	10,8	14,1	18,1	18,0	18,6	15,3	9,3	8,4
2012	3,3	2,8	-0,5	-5,3	5,2	9,4	15,0	15,7	19,3	18,8	14,4	8,3	8,9
2013	5,4	-2,3	-3,5	-0,6	-2,6	7,4	15,3	18,0	19,2	18,9	12,2	10,0	8,1
2014	5,2	2,6	-2,9	2,6	6,3	10,6	13,6	16,2	21,5	17,9	15,0	10,0	9,9
2015	4,8	0,9	1,2	0,8	5,2	8,2	13,1	16,3	19,0	21,6	14,5	7,6	9,4
średnia	3,5	-0,4	-1,6	-0,6	2,8	8,7	13,6	16,6	19,2	18,6	13,8	8,6	8,6



Temperatura gruntu w latach 1994-2015 obniżała się wraz z głębokością od 9,8°C dla 5 cm do 9,6°C na głębokości 50 cm. Na przedstawionych w tabeli 3.5.1. głębokościach (5, 20 i 50 cm) temperatura gruntu była dodatnia we wszystkich miesiącach roku. W niektórych latach tworzy się sezonowa zmarzlina (Uscka, Kejna 2003).

Wilgotność względna jest ważnym parametrem informującym o stopniu nasycenia powietrza parą wodną. Na obszarze Polski w wieloleciu 1951-1980 jej wartości wahają się od około 78% w rejonie Poznania i Zielonej Góry do 87% na Śnieżce (Woś 2010). Na tym tle rejon stacji w Koniczynce jawi się jako obszar o niewielkiej wilgotności, gdyż średnia jej wartość w latach 1994 – 2015 wyniosła 78% (Kejna, Uscka-Kowalkowska 2005). Przebieg roczny wilgotności względnej w Koniczynce jest typowy dla nizinnej części Polski – z minimum w maju (68%) i maksimum w listopadzie i grudniu (89%) (*Tab. 3.5.1*).

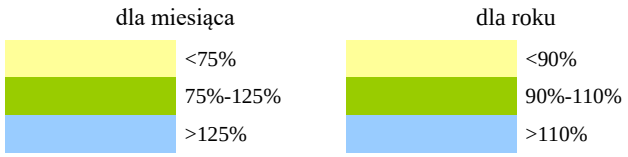
Opady atmosferyczne pełnią bardzo ważną rolę w środowisku – dostarczają wodę dla organizmów żywych, zasilają wody powierzchniowe i podziemne, są częścią obiegu wody i medium transportującym różne substancje chemiczne w przyrodzie. Opady atmosferyczne w Polsce na większości obszaru nie przekraczają 600 mm, a w środkowej, nizinnej części kraju wynoszą poniżej 550 mm. W Koniczynce w latach 1994-2015 średnia suma roczna opadu atmosferycznego wyniosła 543,1 mm (*Tab. 3.5.1*). Opady atmosferyczne są elementem bardzo zmiennym w czasie – poszczególne lata mogą skrajnie różnić się ich sumą (*Ryc. 3.5.5*). Stwierdzono istotny wpływ cyrkulacji atmosferycznej na występowanie opadów (Kejna, Uscka-Kowalkowska 2006, 2011).

W analizowanym okresie największa suma opadów wystąpiła w 2001 r. (762,0 mm), a najmniejsza w 1996 r. (405,0 mm) i w 2005 r. (413,0 mm). Za rok normalny pod względem opadów wg kryterium Z. Kaczorowskiej (1962) uważa się taki rok, w którym suma opadu wynosiła od 90 do 110% normy opadowej dla danej stacji. W Koniczynce w latach 1994-2015 lata normalne opadowo charakteryzowały się dość dużą częstością – łącznie wystąpiło ich 9. Lat z opadami powyżej normy w badanym okresie w Koniczynce było 7, a poniżej 6 (*Tab. 3.5.3*, *Ryc. 3.5.5*). W okresie wieloletnim obserwuje się słaby trend rosnący sum opadów (*Ryc. 3.5.6*). Podobnie wygląda sytuacja dla Polski Północno-Zachodniej, gdzie dla większości zbadanych stacji (1951-2000) obserwuje się trend lekko rosnący (Farat 2010).

W przebiegu rocznym największe sumy opadów przypadają na lato (maksimum średnio w lipcu wyniosło 93,0 mm), a najmniejsze na zimę (minimum średnio w lutym wyniosło 26,4 mm), co jest charakterystyczne dla całego kraju. Wiosna i jesień w badanym okresie w Koniczynce były bardzo zbliżone jeśli chodzi o sumę opadu (*Tab. 3.5.1*). Warto zwrócić uwagę, że w okresie wegetacyjnym, który przypada średnio na miesiące od kwietnia do października procent opadów w stosunku do średniej wieloletniej dla danego miesiąca wahał się od 9,7 do 345,2 (*Tab. 3.5.3*). Może to skutkować znacznym niedoborem lub nadmiarem wody w ekosystemie. W analizowanych latach największa suma miesięczna wyniosła 190,3 mm (lipiec 2003 r.), a najmniejsza 2,1 mm (styczeń 1997 r.).

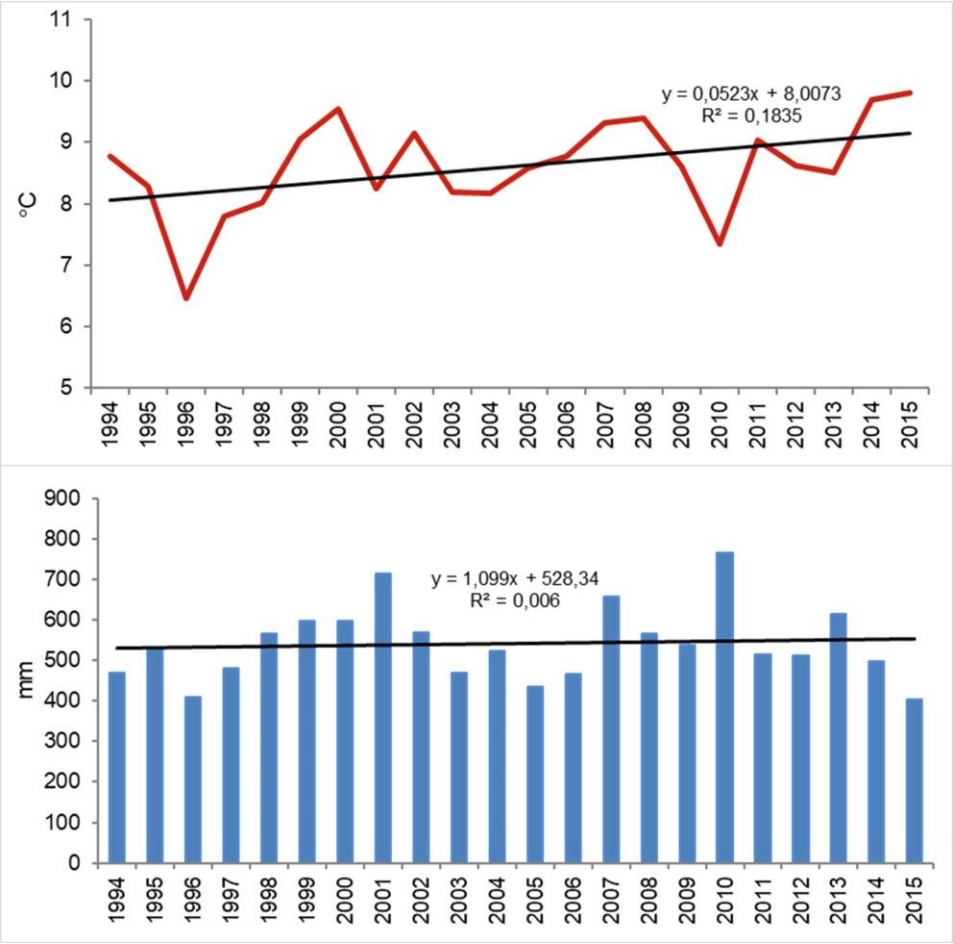
Tab. 3.5.3. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP Koniczynka w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	63,2	131,4	186,7	63,2	168,6	111,3	89,7	42,5	15,4	61,1	126,0	140,1	87,5
1995	26,8	39,3	113,0	111,5	128,2	76,8	65,0	50,5	75,9	177,3	269,9	37,9	98,7
1996	63,4	18,1	51,0	124,2	17,8	40,9	105,8	52,7	144,5	96,8	76,8	61,5	76,6
1997	67,7	111,5	7,2	184,2	100,2	82,1	136,9	80,7	136,9	67,9	21,0	92,6	89,9
1998	76,4	111,2	86,1	131,8	149,7	150,8	106,0	54,3	91,3	135,7	113,9	132,8	105,6
1999	104,8	128,5	78,2	146,7	168,3	345,2	66,8	123,1	95,2	74,8	52,5	86,2	111,4
2000	158,2	175,9	91,0	150,8	155,9	52,3	52,9	31,2	217,9	119,8	115,6	32,3	111,4
2001	95,5	116,7	61,3	88,0	154,4	235,6	112,0	88,7	211,8	145,2	199,1	43,0	133,6
2002	115,4	31,1	129,2	273,1	106,7	50,9	151,8	62,5	62,8	102,8	58,7	273,7	106,1
2003	73,5	72,5	100,6	39,3	54,6	57,0	92,1	47,6	265,7	21,7	47,5	79,6	87,4
2004	99,0	119,6	151,2	151,2	93,6	75,4	135,7	44,9	85,2	117,3	63,7	118,3	97,7
2005	70,1	209,6	86,1	107,0	102,7	158,9	140,2	38,0	77,8	47,6	22,7	21,9	81,4
2006	116,2	85,1	23,4	110,2	39,0	129,0	100,9	23,6	10,6	255,2	118,9	47,8	87,3
2007	71,9	90,6	288,4	151,7	153,0	68,0	118,7	91,0	208,1	100,5	103,1	52,4	122,4
2008	58,4	35,6	170,2	97,5	154,1	116,0	65,2	45,3	126,8	224,8	50,0	160,2	105,7
2009	113,0	82,2	47,2	101,6	165,7	9,7	157,1	90,0	180,4	35,2	56,6	127,7	100,5
2010	304,1	133,0	89,2	79,9	108,9	74,1	238,6	55,9	173,7	245,0	119,3	17,5	143,0
2011	10,1	77,7	123,0	69,1	40,8	21,8	93,4	113,1	229,2	60,1	124,5	32,3	96,2
2012	95,0	65,7	224,6	145,4	49,5	74,7	69,1	112,6	122,4	68,6	72,1	72,2	95,5
2013	83,3	67,5	164,3	166,1	65,2	81,8	116,1	159,0	98,1	143,9	148,9	36,1	114,7
2014	61,0	180,3	162,6	87,6	184,7	104,9	127,3	30,5	91,7	58,4	107,5	32,6	93,0
2015	79,3	72,5	114,7	37,5	102,7	83,5	48,0	44,2	134,3	18,0	98,1	86,2	75,2
średnia	91,2	98,0	115,9	119,0	112,0	100,0	108,6	67,4	129,8	108,1	98,5	81,1	100,9



Pokrywa śnieżna powstaje na skutek opadów śniegu, ale o jej uformowaniu i czasie trwania decyduje również temperatura. Na grubość pokrywy śnieżnej wpływa także wiatr, który może powodować jej deformację (Czarnecka 2012). Średnia wysokość pokrywy śnieżnej w nizinnej części Polski w latach 1970/71 – 1999/2000 wyniosła od poniżej 6 cm na zachodzie do powyżej 12 cm na pn.-wsch. (Lorenc 2005). W okresie wieloletnim (1960/61-2009/10) obserwuje się niewielką tendencję spadkową grubości pokrywy śnieżnej, ale zmiany są na ogół nieistotne statystycznie (Czarnecka 2012). Maksymalne grubości pokrywy

śnieżnej w nizinnej części Polski wynoszą kilkadziesiąt cm (Lorenc 2005). W badanym okresie w Koniczynce pokrywa śnieżna tworzyła się od października do kwietnia. Jednak średni czas jej trwania wyniósł 29 dni. Najdłużej pokrywa śnieżna utrzymywała się w czasie zimy 2012/2013 – 80 dni. Coraz częściej obserwuje się zimy z brakiem trwałej pokrywy śnieżnej. Średnia miąższość pokrywy śnieżnej wynosi kilka, kilkanaście cm, jednak w 2010 r. jej grubość maksymalna osiągnęła 40 cm (*Tab. 3.5.1*).



Ryc. 3.5.6. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej Koniczynka w okresie 1994-2015

Ciśnienie atmosferyczne (na poziomie morza) w badanym okresie w Koniczynce wyniosło 1015,0 hPa. Średnio na obszarze Polski (1971-2000) ciśnienie atmosferyczne wzrasta z pn.-zach. na pd.-wsch. (Lorenc 2005). W przebiegu rocznym w Koniczynce maksimum ciśnienia przypadło na wrzesień i październik, natomiast minimum na okres letni – w szczególności lipiec

i sierpień (*Tab. 3.5.1*). Ciśnienie atmosferyczne charakteryzuje się znaczną zmiennością z dnia na dzień, również w przebiegu rocznym występują znaczne anomalie.

Średnia prędkość wiatru w Polsce jest mała (Woś 2010). Na większości obszaru kraju wynosi ona 3-4 $m \cdot s^{-1}$ (Lorenc 2005). W przebiegu rocznym w Koniczynce największe prędkości wiatru występują w miesiącach od grudnia do kwietnia, z maksimum w marcu (4,0 $m \cdot s^{-1}$). Okres ciepły charakteryzuje się mniejszą dynamiką atmosfery (Kejna i in. 2001), z najniższą średnią wartością w sierpniu (2,7 $m \cdot s^{-1}$) (*Tab. 3.5.1*). W związku ze zwiększaniem się liczby zjawisk ekstremalnych średnia prędkość wiatru w środkowej części Europy w okresie długoletnim (1951-2005) charakteryzuje się trendem wzrostowym (Araźny i in. 2007). Zwiększona prędkość wiatru powoduje lepsze przewietrzanie i tym samym poprawę warunków aerosanitarnych, jednak wzrost częstości wiatru o prędkościach huraganowych jest niekorzystny ze względu na powodowane przez taki wiatr szkody materialne.

ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA

Pomiary zanieczyszczeń powietrza w Koniczynce prowadzi Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy. Rozpoczęto je w 1996 r., obejmują one pomiary stężeń gazów: dwutlenku siarki (SO_2), tlenków azotu (NO_x, NO_2, NO), ozonu (O_3) oraz pyłu zawieszonego PM10, w którym bada się zawartość metali (ołów, kadm, nikiel, arsen) oraz benzo(α)pirenu (Hildebrandt 2004). Dodatkowo od 2002 r. w Stacji ZMŚP w Koniczynce jest prowadzony monitoring SO_2 i NO_2 metodą pasywną (Śnieżek, Degórska, 2009).

Przeprowadzone w latach 1996-2015 pomiary nie wykazały przekroczenia poziomów dopuszczalnych określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. zarówno ze względu na zdrowie ludzi, jak i ochronę roślin. W analizowanym okresie średnie roczne stężenie SO_2 w powietrzu wahało się od 0,7 (2004 r.) do 9,8 $\mu g \cdot m^{-3}$ (1996 r.) (*Tab. 3.5.4*).

Jego zawartość zmienia się z roku na rok, po początkowym zmniejszeniu stężeń SO_2 w powietrzu, w ostatnich latach nastąpił ich wzrost. Zawartość NO_x również wykazuje zmienność z roku na rok, jednak w ostatnich latach obserwuje się trend rosnący, a ich stężenie przekracza 10 $\mu g \cdot m^{-3}$. Potwierdzają to wyniki z metody pasywnej. Średnie roczne stężenie ozonu sięgało od 35,6 do 59,8 $\mu g \cdot m^{-3}$. Wykazuje on wyraźny przebieg roczny z maksimum w lecie, ponieważ poziom stężenia O_3 zależy od natężenia promieniowania słonecznego i temperatury powietrza, a także od stopnia zanieczyszczenia powietrza (prekursorami ozonu?). Zawartość pyłów PM10 była w Koniczynce wysoka i w latach 2004-2015 wahała się średnio w roku od 18,3 (2007) do 40,4 $\mu g \cdot m^{-3}$ (2008 r.), a średnie dobowe wartości sięgały nawet 359 $\mu g \cdot m^{-3}$ (2006 r.). Analiza przypadków wysokich stężeń pyłów PM10, przekraczających 50 $\mu g \cdot m^{-3}$ dla doby

związana była z adwekcją powietrza z kierunków S i SW, czyli z rejonu Torunia oraz wtórną emisją pyłów w czasie prac polowych (Hildebrandt 2012).

Tab. 3.5.4. Średnie roczne i maksima dobowe wartości SO_2, NO_x, O_3 i pyłu PM10 w µg·m^{-3} w Koniczynce w latach 1996-2015

Rok	SO_2			NO_x			O_3	PM10	
	Metoda automatyczna		Metoda pasywna	Metoda automatyczna		Metoda pasywna	Śr.	Śr.	Max. dob.
	Śr.	Max. dob.		Śr.	Max. dob.				
1996	9,8	94							
1997	9,2	114							
1998	3,4	59							
1999	0,8	27							
2000	1,3	17							
2001	3,1	34							
2002	5,1	90	5,5			17,3			
2003	2,8	73	8,1			12,0			
2004	0,7	23	4,4			13,2		31,6	174
2005	1,6	40	2,3			12,4		31,3	149
2006	1,7	40	4,3			16,1		38,1	359
2007	2,2	13	2,2	9,6	67	14,8		18,3	64
2008	5,1	28	1,4	1,9	5	18,3		40,4	174
2009	2,4	13	2,1	6,0	15	17,1		26,0	94
2010	1,8	12		3,2	9			36,9	148
2011			2,2	10,3	23	16,5	35,6	34,5	286
2012	5,6	84	2,2	10,9	32	18,3	44,7	24,7	92
2013	4,9	34	3,2	10,7	35	14,6	59,8	28,5	112
2014	5,3	32	4,2	14,0	55	15,8	49,9	30,7	101
2015	4,1	20	4,7	11,9	39	13,2	51,0	33,8	137

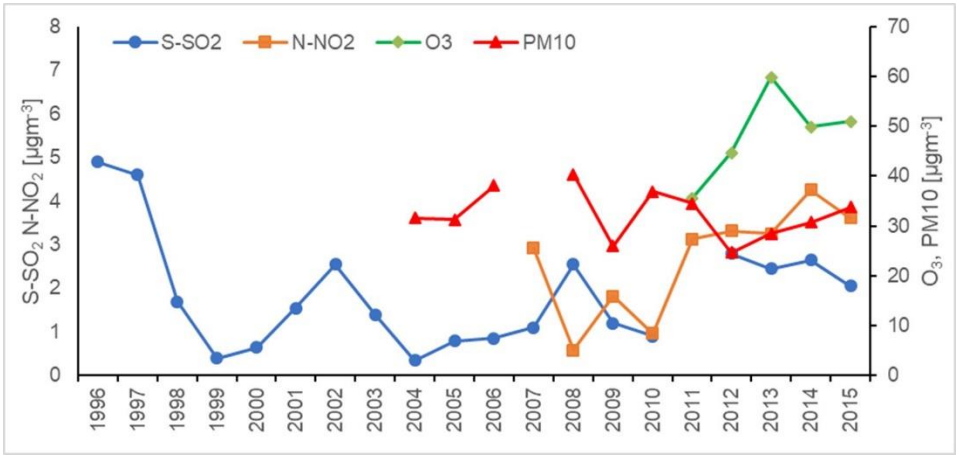
Przebieg stężenia siarki (w SO_2) i azotu (w NO_2) oraz zawartość ozonu i pyłu PM10 w Koniczynce przedstawiono na rycinie 3.5.7.

CHEMIZM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH

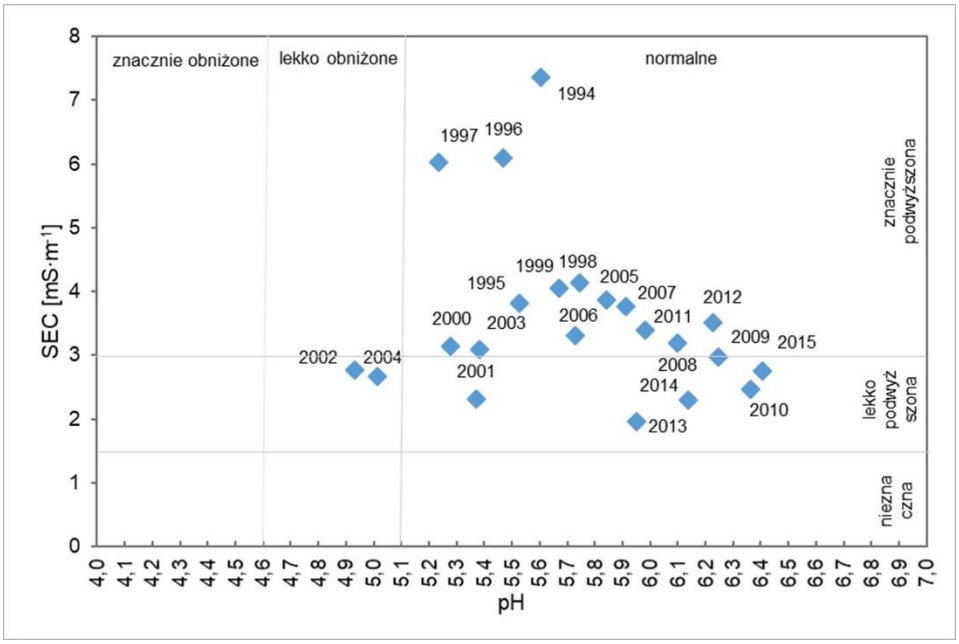
W latach 1994-2015 opady atmosferyczne w Koniczynce charakteryzowały się normalnym pH, tylko w 2002 i 2004 r. stwierdzono lekko obniżoną ich kwasowość. Średnia ważona roczna wartość pH wahała się od 4,93 w 2002 r. do 6,41 w 2015 r. (*Ryc. 3.5.8*). Przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych mieściła się w dwóch klasach: lekko- i znacznie podwyższonej, a jej wartości wahały się od 1,97 mS·m^{-1} w 2013 r. do 7,35 mS·m^{-1} w 1994 r.

W analizowanym okresie zaznacza się tendencja do zwiększania pH i zmniejszania się przewodności elektrolitycznej (*Ryc. 3.5.9*). Również w innych

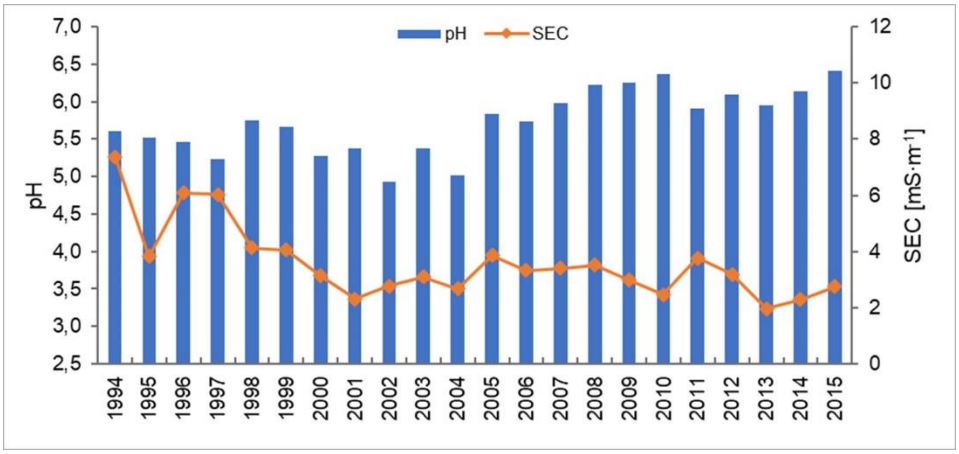
rejonach Polski wzrasta udział opadów o pH normalnym, a maleje o znacznie obniżonym, zmniejsza się również przewodność elektrolityczna (Kostrzewski i in. 2014).



Ryc. 3.5.7. Średnie roczne stężenia S-SO_2 i N-NO_2 ozonu O_3 i pyłu PM10 w powietrzu w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1994-2015

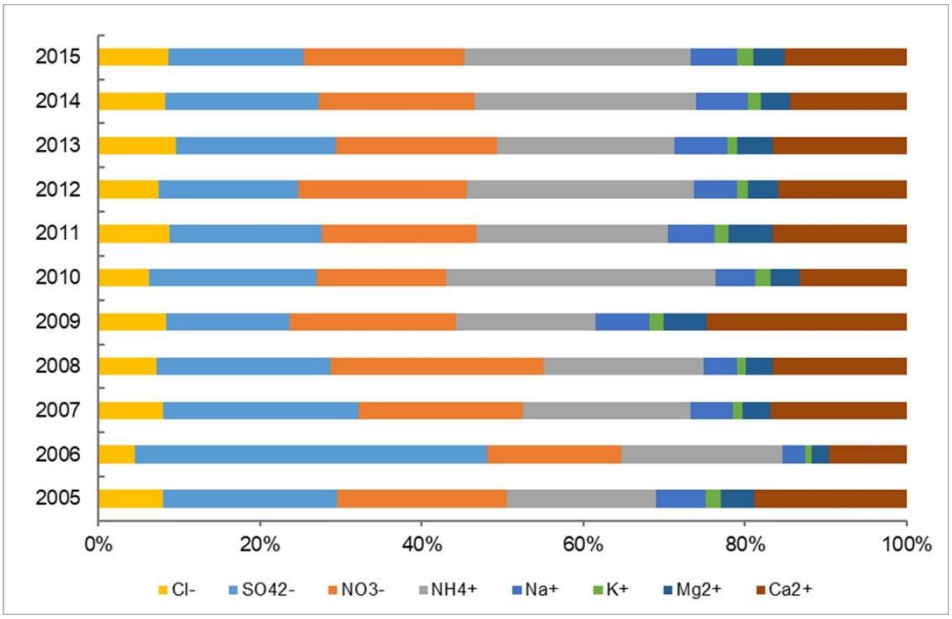


Ryc. 3.5.8. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1994-2015



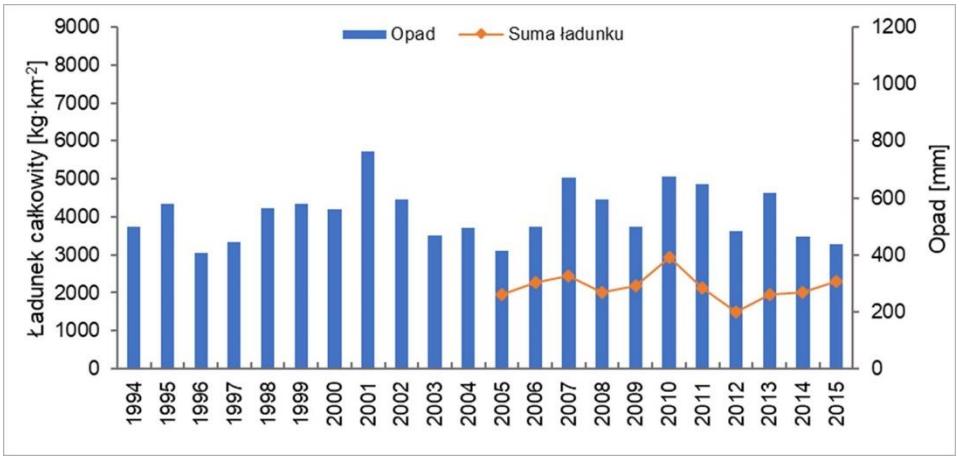
Ryc. 3.5.9. Przebieg średnich rocznych wartości odczynu (pH) i przewodności elektrolitycznej właściwej (SEC) opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1994-2015

Średnie stężenie substancji rozpuszczonych w opadach atmosferycznych wyniosło: 0,79 mg·dm^{-3} dla siarki, 0,60 mg·dm^{-3} dla azotu w NO_3 i 0,70 mg·dm^{-3} w NH_4 oraz 0,58 mg·dm^{-3} dla chloru, 0,27 mg·dm^{-3}dla sodu, 0,12 mg·dm^{-3} dla potasu, 0,10 mg·dm^{-3} dla magnezu i 0,70 mg·dm^{-3} dla wapnia. Procentowy udział anionów i kationów w opadach atmosferycznych przedstawiono na rycinie 3.5.10.



Ryc. 3.5.10. Procentowy udział anionów i kationów w opadach atmosferycznych w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1994-2015

Całkowity ładunek substancji wniesionych do podłoża przez opady atmosferyczne w Koniczynce w latach 2005-2015 wyniósł średnio 2161 kg·km^{-2}. Zmieniał się jednak od 1508 kg·km^{-2} w 2012 r. do 2932 kg·km^{-2} w 2010 r. (*Ryc. 3.5.11*). Lata te różniły się sumami opadów atmosferycznych, które wyniosły odpowiednio 484,2 i 674,9 mm. Sumaryczne ładunki wyniosły 447,2 kg·km^{-2} siarki, 341,6 kg·km^{-2} azotu w NO_3 i 391,0 kg·km^{-2} w NH_4, oraz chloru 313,6 kg·km^{-2}, sodu 148,9 kg·km^{-2}, potasu 69,4 kg·km^{-2}, magnezu 57,1 kg·km^{-2} i 392,4 kg·km^{-2} wapnia. W ostatnich latach zmalał udział anionów ($S\text{-}SO_4^{2-}$, $N\text{-}NO_3^-$, Cl^-), stanowiły one w niektórych latach ponad 50%, a rośnie udział kationów ($N\text{-}NH_4^+$, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}). Podobne tendencje występują w innych stacjach ZMŚP (Kostrzewski i in. 2014).

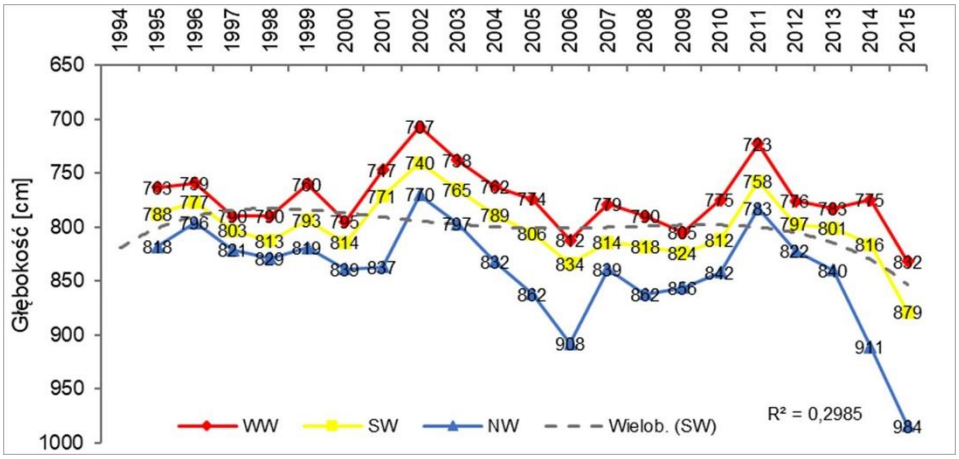


Ryc. 3.5.11. Sumy roczne opadów oraz ładunek całkowity wniesiony przez opady atmosferyczne w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1994-2015

WODY PODZIEMNE

W Koniczynce jest prowadzony monitoring wód podziemnych obejmujący ilość wód podziemnych oraz ich jakość (monitoring chemiczny) - Kazimierski i Pilichowska-Kazimierska (2006). Poziom lustra wody wód podziemnych w Koniczynce w latach 1995-2015 wykazywał się znaczną zmiennością (*Ryc. 3.5.12*). Przy średniej wartości 801 cm, jego wahania sięgały 253 cm - od 711 cm w 2002 r. do 964 cm w 2015 r. Wahania te były związane z nierównomiernymi opadami atmosferycznymi. W latach 2001 i 2002 wystąpiły wysokie opady (odpowiednio 762,0 mm i 593,8 mm), podczas gdy w 2014 r. i 2015 r. ich sumy roczne osiągnęły zaledwie 463,9 mm i 437,3 mm.

Zmieniały się wskaźniki retencji, która w chłodnej połowie roku się zwiększała, natomiast w okresie od kwietnia/maja po wrzesień/październik poziom wód podziemnych się obniżał (*Tab. 3.5.5*, *Tab. 3.5.6*).



Ryc. 3.5.12. Zmiany głębokości zalegania lustra wody gruntowej w Koniczynce (WW-wysoka, SW średnia, NW- niska woda) w latach 1995-2015

Tab. 3.5.5. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1996-2015

Rok	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
1996	-0,01	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01	-0,01	-0,02	-0,05	-0,03	0,06	0,06
1997	0,02	-0,01	-0,01	-0,01	-0,02	0,02	0,01	-0,02	-0,01	-0,02	0,00	0,00
1998	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,01	0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,01	-0,02	0,01
1999	-0,01	0,00	0,01	0,01	0,03	0,02	-0,02	-0,02	-0,02	-0,01	0,00	0,01
2000	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	-0,03	-0,03	-0,04	-0,02	0,00
2001	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	-0,07	-0,02	0,02	0,01	0,01	0,04
2002	0,02	0,01	0,02	0,03	0,03	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,03
2003	0,01	-0,01	0,01	0,05	0,03	0,00	-0,06	0,00	-0,03	-0,02	-0,03	0,02
2004	0,02	0,02	-0,01	-0,01	0,00	0,00	-0,04	-0,05	0,00	0,00	-0,03	0,00
2005	0,01	0,00	0,01	0,02	0,03	0,01	-0,01	-0,03	-0,03	-0,05	0,00	0,00
2006	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,02	-0,01	-0,02	-0,07	0,00	-0,06	-0,03
2007	0,07	0,01	0,01	-0,02	0,01	0,02	0,00	-0,03	-0,14	0,04	0,06	0,01
2008	0,01	0,01	0,02	0,05	0,03	0,00	-0,04	-0,07	0,04	-0,02	0,02	0,00
2009	0,01	0,00	0,02	0,02	0,02	-0,01	-0,03	-0,11	0,03	-0,01	0,03	0,01
2010	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,05	0,02	-0,01	-0,03	-0,01	0,02
2011	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	-0,09	0,05	0,06	0,03
2012	0,03	0,05	0,03	0,04	0,00	-0,03	-0,07	-0,05	0,01	0,01	-0,01	-0,01
2013	-0,01	0,00	0,00	0,02	-0,01	0,01	-0,06	-0,03	0,02	-0,03	0,00	0,02
2014	0,00	0,02	0,00	0,02	0,02	-0,01	-0,03	-0,01	-0,01	-0,02	0,06	0,01
2015	0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,02	-0,06	-0,09	-0,09	-0,06	0,06	0,10

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.5.6. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1996-2015

Rok	*Rr*	Rok	*Rr*	Rok	*Rr*	Rok	*Rr*
1996	0,11	2001	0,03	2006	-0,05	2011	0,17
1997	-0,08	2002	0,14	2007	-0,01	2012	-0,03
1998	-0,07	2003	-0,01	2008	0,05	2013	-0,07
1999	0,00	2004	-0,11	2009	-0,01	2014	0,06
2000	0,01	2005	-0,05	2010	-0,05	2015	-0,14

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Przez większą część analizowanego okresu występowało zagrożenie wystąpienia niżówki. Jedynie w 1996, 2002 i w 2011 r. nie było tego zagrożenia (*Tab. 3.5.7*).

Tab. 3.5.7. Wskaźnik zagrożenia niżówką hydrogeologiczną k_n w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 1995-2015

Rok	k_n											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
1995	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,08	0,08	0,07	0,05	0,03	0,06	0,09
1996	0,10	0,09	0,08	0,08	0,07	0,08	0,09	0,08	0,07	0,06	0,06	0,06
1997	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03
1998	0,03	0,03	0,03	0,04	0,05	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02
1999	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,08	0,06	0,04	0,03	0,03
2000	0,03	0,04	0,04	0,05	0,05	0,05	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,04
2001	0,05	0,05	0,06	0,08	0,09	0,10	0,09	0,09	0,09	0,09	0,10	0,11
2002	0,11	0,11	0,11	0,14	0,15	0,15	0,12	0,13	0,11	0,10	0,09	0,10
2003	0,11	0,12	0,12	0,11	0,11	0,11	0,09	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06
2004	0,06	0,06	0,06	0,07	0,09	0,09	0,09	0,07	0,06	0,03	0,03	0,03
2005	0,04	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,07	0,06	0,03	0,03	0,00	-0,02
2006	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	-0,05	-0,03	0,00	0,00
2007	0,01	0,01	0,03	0,05	0,06	0,06	0,04	0,01	0,03	0,02	0,03	0,03
2008	0,03	0,03	0,04	0,05	0,06	0,06	0,04	-0,01	0,00	0,00	0,02	0,02
2009	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,03	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
2010	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	0,05	0,01	0,03	0,06	0,07
2011	0,09	0,11	0,12	0,14	0,14	0,13	0,09	0,07	0,07	0,08	0,08	0,07
2012	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,05	0,03	0,04	0,02	0,03	0,03
2013	0,04	0,04	0,04	0,06	0,06	0,06	0,04	0,04	0,04	0,03	0,06	0,06
2014	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06	0,03	-0,02	-0,08	-0,04	-0,02
2015	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	-0,03	-0,07	-0,12	-0,15	-0,12	-0,07

* wartość $k_n > 0,1$ – brak zagrożenia niżówką hydrogeologiczną;

$-0,1 \leq k_n \leq 0,1$ – zagrożenie pojawienia się niżówki;

$-0,3 \leq k_n \leq -0,11$ – wystąpienie płytkiej niżówki;

$k_n < -0,3$ – wystąpienie głębokiej niżówki.

Tab. 3.5.8. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Koniczynce w okresie 1996-2015

Rok	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	Mineralizacja	Stan chemiczny zlewni
klasa	[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$											
1996			97,17		24,57				20,57	12,57	0,43	0,39		dobry
klasa	I-III		I		I				I	I	I	I		
1997	7,52		107,44		24,90				18,84	6,13	0,68	0,23	416,33	dobry
klasa	I-III		II		I				I	I	I	I		
1998	7,28		91,68	28,93	23,91	8,82			18,50	7,14	0,63	0,25	417,91	dobry
klasa	I-III		I	I	I	I			I	I	I	I		
1999	7,38		95,93	27,86	29,07	8,51			18,57	4,50	1,15	0,50	413,21	dobry
klasa	I-III		I	I	I	I			I	I	I	I		
2000		0,62												
klasa		I												
2001	7,54	0,62	69,20	27,30	24,50	6,70	<1.00	364,00	15,80	4,30	2,51	<0,05	530,21	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2002	7,44	0,71	90,00	26,10	24,70	6,20	<1,00	449,00	14,70	2,54	0,19	0,50	632,15	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2003	8,61	0,71	93,68	25,57	26,17	6,29	<1,48	767,90	18,69	2,07	2,05	0,46	952,04	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2004			89,95	26,88	25,37	6,56	<1,48	466,04	15,40	2,55	0,93	0,21	651,80	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2005	6,80	0,66	88,00	25,50	25,30	6,40	<1,00	394,00	17,60	3,65	2,08		580,77	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2006	7,27	0,71	92,14	26,03	25,80	6,83	<1,00	436,76	17,50	3,82	0,71	0,42	632,02	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2007	7,25	0,69	85,92	25,75	25,56	6,67	<1,00	418,46	19,70	4,57	2,09	0,26	611,32	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2008	7,31	0,73	105,84	26,50	25,56	6,39	<1,00	442,86	19,30	4,65	2,53	0,29	657,67	dobry
klasa	I-III	I	II	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2009	7,34	0,77	101,93	26,40	26,22	6,53	<1,00	451,40	17,60	2,61	1,05	0,97	661,03	dobry
klasa	I-III	I	II	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2010	7,74	0,61	86,45	23,71	23,99	6,83	<1,00		14,18					dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I		I					
2011	7,16	0,72	95,43	28,12	25,82	6,53	<1,00	485,56	15,40	3,55	0,32	0,67	685,59	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2012	7,22		98,61	26,50	26,98	6,34	<0,30	473,36	16.70	4,18	0,08	0,82	671,15	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2013	7,45		91,80	26,21	26,49	6,58	<0,30	433,10	20,50	3,96	<0,04	0,47	629,36	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2014	7,25	0,66	94,88	25,11	26,97	6,56	<0,30	447,13	17,15	4,69	0,04	0,76	650,41	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		
2015	7,29	637,90	98,43	26,59	26,12	6,65	0,29	496,54	24,20	5,05	0,04	1,08	711,24	dobry
klasa	I-III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I		

Stan chemiczny wód podziemnych w Koniczynce mieści się w klasie dobrej jakości - dla większości pierwiastków i związków chemicznych w I lub II klasie czystości. Według klasyfikacji Altowskiego-Szwieca (Pazdro, Kozerski 1990) monitorowane w Koniczynce wody gruntowe zaliczyć można do wód trójjonowych typu wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowego (HCO_3–Ca-Mg). Są to wody zasadowe, twarde o mineralizacji od 413,2 mg·dm^{-3} w1999 r. do 952,0 mg·dm^{-3} w 2003. Od typowych wód infiltracyjnych odróżnia je stosunkowo wysoka zawartość jonów magnezu. Wynika to zapewne z obecności w nadkładzie I poziomu pakietu osadów słabo przepuszczalnych (Kachnic 2007), który utrudnia infiltrację wód opadowych o typie wodorowęglanowo-wapniowym. Wybrane wskaźniki chemizmu wód podziemnych w Koniczynce przedstawiono w tabeli 3.5.8.

WODY POWIERZCHNIOWE – STRUGA TORUŃSKA

Pomiary przepływu na Strudze Toruńskiej są prowadzone w dwóch profilach: w Lipowcu oraz w Koniczynce (*Ryc. 3.5.3*). Stany wody w Strudze wykazują znaczne wahania np. w Koniczynce od wyschnięcia rzeki w lecie 2015 r. do 176 cm w 2011 r. w czasie roztopów wiosennych. Średni przepływ w Lipowcu wyniósł 0,41 m^3·s^{-1}, a w Koniczynce 0,55 m^3·s^{-1}. Wielkość przepływu wahała się od 0,00 m^3·s^{-1} w czasie letniej suszy w 2015 r., do 4,86 m^3·s^{-1}, na wiosnę 1996 r., po długiej mroźnej i śnieżnej zimie (*Tab. 3.5.9*, *Tab. 3.5.10*).

W przebiegu rocznym zaznacza się reżim śnieżno-deszczowy (Dynowska 1994) związany z topnieniem pokrywy śnieżnej oraz wzrostem przepływu w czasie letnich wzmożonych opadów. Maksymalny przepływ wystąpił w marcu (0,96 m^3·s^{-1}), a minimalny w ciepłej połowie roku (maj i lipiec po 0,35 m^3·s^{-1}) oraz w listopadzie (0,36 m^3·s^{-1}). W półroczu zimowym odpłynęło 34,4 mm wody, a letnim 20,9 mm. Współczynnik odpływu wyniósł odpowiednio 0,18 i 0,06, średni odpływ jednostkowy 2,28 i 1,39 dm^3·s^{-1}·km^{-2} (*Tab. 3.5.11*).

Przeciętnie w Lipowcu dopływa 13 009 tys. m^3 wody, a w Koniczynce odpływa 17 747 tys. m^3. Z obszaru zlewni reprezentatywnej odpływa więc 4738 tys. m^3 rocznie. W Koniczynce z 543,1 mm opadu odpływało Strugą Toruńską zaledwie 55,3 mm wody, współczynnik odpływu sięga 0,10 (*Tab. 3.5.11*), wykazując znaczną zmienność z roku na rok (*Ryc. 3.5.13*). Również odpływ jednostkowy jest niewielki i sięga 1,75 dm^3·s^{-1}·km^{-2}; jednak maksymalny odpływ jednostkowy sięgał 15,7 dm^3·s^{-1}·km^{-2}. Wartości te wynikają z niewielkich sum opadów atmosferycznych, co przy intensywnej ewapotranspiracji nie pokrywa zapotrzebowania ekosystemu na wodę. Dodatkowo złożona budowa geologiczna wpływa na możliwości infiltracji wody i jej retencji (Strzyżewski, Kejna 2014). Istotna też jest sieć melioracyjna i brak lasów, które ograniczają możliwości retencyjne w zlewni.

Tab. 3.5.9. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ na Strudze Toruńskiej w profilu *wodowskazowym Koniczynka w latach 1994-2015*

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 1994-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
1994	0,17	0,70	3,26	4,41
1995	0,17	0,45	1,67	3,33
1996	0,13	0,66	4,86	7,17
1997	0,12	0,31	0,70	1,87
1998	0,21	0,51	1,29	2,12
1999	0,22	0,85	3,37	3,71
2000	0,16	0,29	0,67	1,76
2001	0,18	0,54	1,61	2,65
2002	0,21	0,73	3,82	4,95
2003	0,13	0,39	1,37	3,18
2004	0,04	0,60	2,38	3,90
2005	0,03	0,77	2,52	3,23
2006	0,11	0,65	2,23	3,26
2007	0,11	1,03	3,59	3,38
2008	0,15	0,52	1,02	1,67
2009	0,05	0,37	0,76	1,92
2010	0,06	0,56	1,00	1,68
2011	0,47	0,99	1,70	1,24
2012	0,10	0,46	0,95	1,85
2013	0,03	0,35	0,73	2,00
2014	0,01	0,18	0,53	2,89
2015	0,00	0,10	0,35	3,50
1994-2015	0,13	0,55	1,84	2,98

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

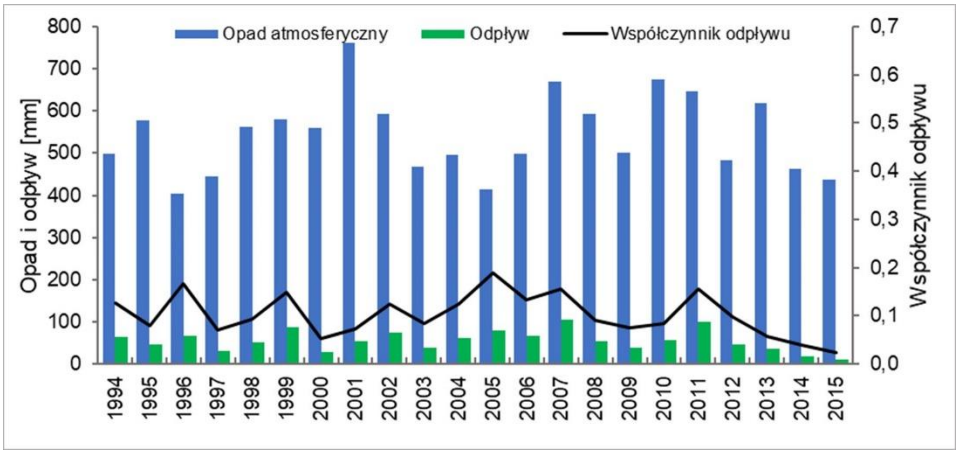
Tab. 3.5.10. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ na Strudze Toruńskiej w profilu wodowskazowym Koniczynka w latach 1994-2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (1994-2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,00	SNQ	0,13	WNQ	0,47
NSQ	0,13	SSQ	0,55	WSQ	1,03
NWQ	0,35	SWQ	1,84	WWQ	4,86

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Tab. 3.5.11. Średnie miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w roku hydrologicznym w zlewni Strugi Toruńskiej w wieloleciu 1994-2015

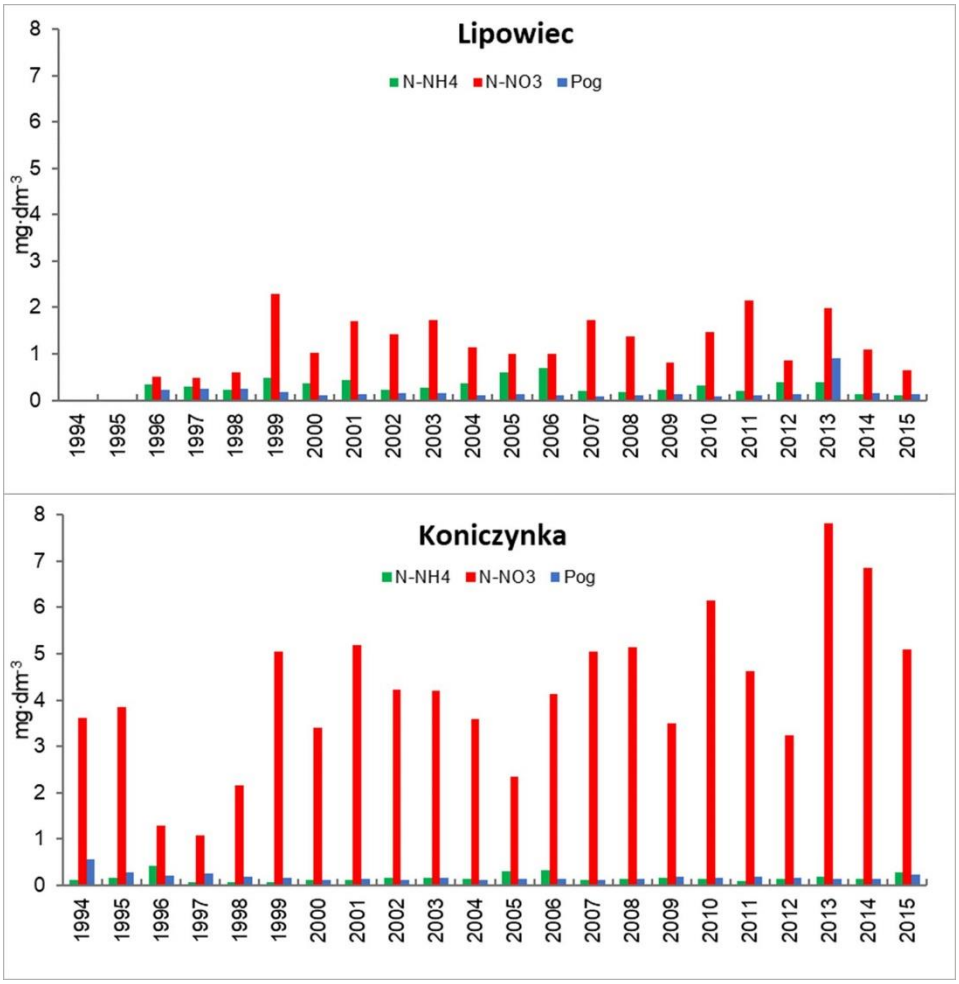
Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	34,8	2,99	0,09	1,15
XII	39,1	3,70	0,10	1,40
I	33,6	5,49	0,16	2,09
II	26,4	7,07	0,27	2,83
III	30,8	8,28	0,27	3,14
IV	29,8	7,98	0,27	3,08
V	55,5	5,49	0,10	2,08
VI	52,3	2,94	0,06	1,13
VII	93,0	3,07	0,03	1,16
VIII	64,8	3,48	0,05	1,32
IX	51,2	3,71	0,07	1,43
X	31,9	3,21	0,10	1,22
Półrocze zimowe	194,5	34,41	0,18	2,28
Półrocze letnie	348,6	20,89	0,06	1,39
Rok hydrologiczny	543,1	55,3	0,10	1,75



Ryc. 3.5.13. Przebieg rocznych sum opadów atmosferycznych i odpływu [mm] i wartości współczynnika odpływu w Strudze Toruńskiej w okresie 1994-2015

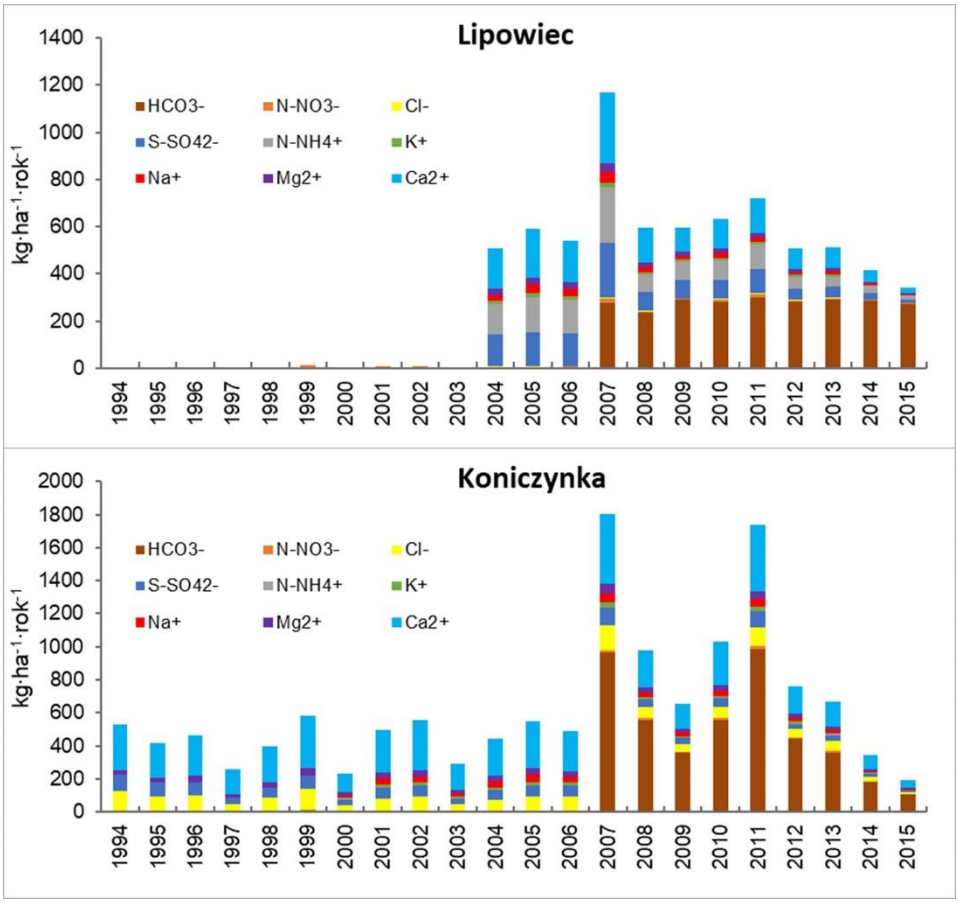
Na chemizm wody w Strudze Toruńskiej wpływa szereg czynników związanych głównie z oddziaływaniem jezior powyżej Lipowca oraz z wybitnie rolniczym charakterem obszaru zlewni reprezentatywnej (Wojtczak 1996). W Lipowcu obserwuje się znaczny wpływ zeutrofizowanego jeziora

Mlewieckiego, skąd woda wnosi duże ilości substancji organicznych, co wpływa na wysokie wartości wskaźników tlenowych (BZT_5) i zawartości substancji organicznych (RWO). Parametry te poprawiają się z biegiem rzeki. W analizowanym okresie stwierdzono tendencję do zmniejszania zawartości rozpuszczonych związków mineralnych oraz materii organicznej. Natomiast zawartość substancji rozpuszczonych, wyrażona wskaźnikiem przewodności elektrolitycznej w obrębie zlewni reprezentatywnej wyraźnie wzrasta z biegiem rzeki na skutek erozji gleb i wymywania związków mineralnych, wprowadzanych w trakcie prac rolniczych. Rolniczy charakter zlewni Strugi Toruńskiej wpływa na przede wszystkim na wysoką zawartością związków biogennych (*Ryc. 3.5.14*).



Ryc. 3.5.14. Wykres rozkład stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NH_4$, $P_{og.}$) w Strudze Toruńskiej w Lipowcu i Koniczynce w okresie 1994-2015

W wodach Strugi Toruńskiej, na odcinku między Lipowcem a Koniczynką, następuje wzrost koncentracji azotanów. Znaczne ich wartości w okresie zimy i wiosny świadczą o ich rolniczym pochodzeniu. Stężenia te przekraczają normy oceny dobrej dla wody Strugi Toruńskiej (Wojtczak 2012). Całą zlewnię Strugi Toruńskiej od roku 2012 uznano za obszar szczególnie narażony na zanieczyszczenia azotem pochodzenia rolniczego (OSN) - decyzja Dyrektora RZGW w Gdańsku nr 2/2012.



Ryc. 3.5.15. Zestawienie wielkości ładunku badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni Struga Toruńska w Lipowcu i Koniczynce w latach 1994–2015

Woda w Strudze Toruńskiej na stanowisku Koniczynka charakteryzuje się średnią zawartością 317 mg·dm^{-3} wodorowęglanów, 133 mg·dm^{-3} wapnia, 103,3 mg·dm^{-3} siarczanów, 44,8 mg·dm^{-3} chloru, 18,2 mg·dm^{-3} azotanów, 17,4 mg·dm^{-3} sodu i 18,0 mg·dm^{-3} magnezu oraz 9,4 mg·dm^{-3} potasu oraz innych substancji. Wielkość niesionego ładunku zależy od stężenia rozpuszczonych substancji oraz ilości przepływającej wody, wykazując przy tym znaczną

zmienność z roku na rok (*Ryc. 3.5.15*). Średni roczny ładunek niesiony przez wodę wynosi ponad 500 kg HCO_3, 222,9 kg Ca, 172 kg SO_4, 30,7 kg NO_3, 30,2 kg Mg, 29,0 kg Na, 15,6 kg K.

Na podstawie porównania bilansu materii rozpuszczonej w Lipowcu i Koniczynce można stwierdzić, że z obszaru zlewni reprezentatywnej woda wynosi rocznie 259,9 kg·ha^{-1} substancji, w tym 254,3 kg·ha^{-1} jonów denudacyjnych (125,4 kg SO_4^{2-}, 23,2 kg Cl^-, 85,9 kg Ca^{2+}, 10,7 kg Mg^{2+}) oraz 5,7 kg jonów biogennych (0,7 kg NO_3^-, 5,1 kg K^+, bilans NH_4^+ oscyluje koło zera).

Szczegółowe dane o składzie chemicznym wody w Strudze Toruńskiej oraz ładunku rozpuszczonym przedstawiono w tabelach 3.5.13 i 3.5.14, a bilans materii rozpuszczonej dla Lipowca, Koniczynki i zlewni reprezentatywnej tabeli 3.5.12.

Tab. 3.5.12. Bilans materii rozpuszczonej w Stacji Bazowej w Koniczynce w okresie 2004-2015

Rok	Obieg wody (mm)		Jony denudacyjne [kg·ha^{-1}]						Jony biogenne [kg·ha^{-1}]				Bilans jonowy [kg·ha^{-1}]
	Opad	Odpływ	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	Suma JD	NO_3^-	NH_4^+	K^+	Suma JB	JD+JB
LIPOWIEC													
2004	496,1	58,6	43,8	58,5	174,8	26,5	21,5	325,1	8,2	0,8	13,5	22,4	347,5
2005	413,0	71,9	48,5	67,8	208,4	29,7	36,1	390,4	8,7	1,6	17,9	28,2	418,7
2006	497,8	62,8	46,1	63,8	178,4	27,0	30,6	345,9	7,5	1,5	16,2	25,3	371,1
2007	670,7	93,0	76,9	102,2	300,6	40,5	42,3	562,5	19,5	0,7	21,4	41,6	604,0
2008	592,6	41,9	25,6	49,5	145,8	20,9	19,5	261,2	7,0	0,3	9,7	17,0	278,2
2009	500,2	33,0	25,9	37,1	105,1	15,3	17,3	200,6	3,3	0,3	7,9	11,4	212,0
2010	674,9	38,5	26,9	40,8	125,6	18,0	22,7	234,0	6,9	0,4	10,3	17,6	251,6
2011	647,2	48,5	37,1	44,9	146,4	20,2	17,1	265,6	12,1	0,3	12,0	24,3	290,0
2012	484,2	30,4	13,1	30,4	84,6	12,7	13,4	154,2	3,2	0,5	8,3	12,0	166,2
2013	618,6	28,5	22,4	46,6	88,3	12,6	14,5	184,3	6,9	0,4	7,7	15,0	199,3
2014	463,9	15,5	9,7	19,5	48,7	6,3	7,8	92,0	2,1	0,1	3,5	5,6	97,6
2015	437,3	7,6	5,5	8,8	23,0	2,8	3,8	43,9	0,6	0,0	1,6	2,2	46,1
2004-15	541,4	44,2	31,8	47,5	135,8	19,4	20,5	255,0	7,2	0,6	10,8	18,5	273,5

Rok	Opad	Odpływ	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	Suma JD	NO_3^-	NH_4^+	K^+	Suma JB	JD+JB
KONICZYNKA													
2004	496,1	61,6	170,2	69,8	224,9	32,0	34,3	531,1	6,8	0,3	17,3	24,5	555,7
2005	413,0	78,6	201,9	86,7	281,8	39,4	45,2	655,0	5,7	1,0	22,8	29,5	684,6
2006	497,8	66,2	183,6	88,8	241,6	32,8	38,9	585,7	8,5	0,9	18,4	27,8	613,5
2007	670,7	104,9	322,3	150,3	425,2	57,4	54,9	1010,1	16,4	0,5	28,6	45,4	1055,5
2008	592,6	53,4	135,6	67,4	224,6	30,9	28,1	486,6	8,5	0,3	14,2	23,0	509,6
2009	500,2	37,7	106,9	50,0	149,2	23,0	21,7	350,8	4,1	0,2	10,3	14,6	365,3
2010	674,9	57,1	151,8	67,1	261,3	32,8	33,9	546,9	10,9	0,5	16,8	28,1	575,0
2011	647,2	100,8	298,6	114,1	398,9	51,4	42,1	905,1	14,4	0,9	29,3	44,7	949,7
2012	484,2	47,2	101,7	53,2	166,3	24,7	23,1	369,0	4,7	0,3	14,3	19,3	388,3
2013	618,6	35,5	113,2	61,6	151,4	20,2	18,2	364,6	8,6	0,3	10,1	19,0	383,6
2014	463,9	18,7	61,0	25,5	87,8	10,9	9,7	194,9	4,0	0,1	5,8	9,9	204,7
2015	437,3	10,3	39,1	14,0	46,8	5,9	5,3	111,0	1,6	0,1	3,2	5,0	116,0
2004-15	541,4	56,0	157,2	70,7	221,7	30,1	29,6	509,2	7,8	0,5	15,9	24,2	533,5
Rok	Opad	Odpływ	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	Suma JD	NO_3^-	NH_4^+	K^+	Suma JB	JD+JB
ZLEWNIA REPREZENTATYWNA													
2004	496,1	3,0	126,4	11,2	50,1	5,6	12,8	206,0	-1,3	-0,4	3,9	2,1	208,1
2005	413,0	6,6	153,4	19,0	73,4	9,6	9,1	264,6	-3,0	-0,6	4,9	1,3	265,9
2006	497,8	3,4	137,6	25,1	63,1	5,8	8,3	239,8	0,9	-0,7	2,3	2,5	242,3
2007	670,7	11,9	245,4	48,1	124,6	16,9	12,6	447,6	-3,1	-0,2	7,2	3,8	451,4
2008	592,6	11,5	110,0	17,9	78,8	10,1	8,6	225,4	1,5	0,0	4,5	6,0	231,4
2009	500,2	4,7	81,0	13,0	44,1	7,7	4,4	150,1	0,8	0,0	2,4	3,2	153,3
2010	674,9	18,6	124,9	26,3	135,7	14,8	11,2	312,9	4,0	0,1	6,4	10,5	323,4
2011	647,2	52,3	261,5	69,2	252,6	31,2	24,9	639,4	2,4	0,6	17,3	20,3	659,7
2012	484,2	16,7	88,6	22,8	81,8	11,9	9,6	214,8	1,5	-0,2	6,0	7,3	222,1
2013	618,6	6,9	90,8	15,1	63,1	7,6	3,8	180,3	1,7	-0,1	2,4	4,0	184,3
2014	463,9	3,2	51,3	6,0	39,2	4,6	1,9	102,9	1,9	0,0	2,4	4,3	107,2
2015	437,3	2,7	33,5	5,2	23,8	3,1	1,5	67,2	1,0	0,1	1,6	2,8	69,9
2004-15	541,4	11,8	125,4	23,2	85,9	10,7	9,1	254,3	0,7	-0,1	5,1	5,7	259,9

Tab. 3.5.13. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód Strugi Toruńskiej w Stacji Bazowej Koniczynka w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]													-	[µg·dm^{-3}]			[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]		[°C]
1994		49,8	151,0	3,6	16,0	0,1	0,1	62,1			12,6	142,0		7,8		260		-			10,0
1995		59,0	178,8	3,9	17,1	0,2	0,2	64,0			16,8	150,0		7,9		560		-			10,2
1996		37,2	112,8	1,3	5,7	0,4	0,6	47,1			18,7	117,0		7,7		270		-	8,7	2,7	10,0
1997		38,4	116,3	1,1	4,8	0,1	0,1	47,8			24,5	155,0		8,0		200		-	7,9	3,5	10,0
1998		38,5	116,8	2,2	9,6	0,1	0,1	51,9			19,1	134,0		8,0		260		-	6,8	4,6	12,2
1999		29,5	89,5	5,1	22,4	0,1	0,1	46,7			18,4	119,0		7,9		190		-	7,9	3,1	11,8
2000		37,5	113,5	3,4	15,1	0,1	0,2	45,8	16,8	10,4	18,8	126,0		8,0		170		16,8	7,3	3,3	9,2
2001		37,0	112,2	5,2	23,0	0,1	0,2	44,3	24,2	9,9	20,4	149,0		7,8		110		24,2	7,8	2,0	10,0
2002		26,8	81,1	4,2	18,7	0,2	0,2	38,4	14,8	9,3	17,5	132,0		8,0		130		14,8	8,2	3,0	9,2
2003		26,8	81,3	4,2	18,6	0,2	0,2	36,5	15,5	9,1	16,5	129,0		8,0		120		15,5	7,8	3,6	
2004		29,5	89,3	3,6	15,9	0,1	0,2	36,6	18,0	9,1	16,8	118,0		8,0		160		18,0	8,7	2,5	9,3
2005		27,4	83,1	2,4	10,4	0,3	0,4	35,7	18,6	9,4	16,2	116,0		8,0		120		18,6	8,8	3,0	9,7
2006		29,6	89,7	4,1	18,3	0,3	0,4	43,4	19,0	9,0	16,0	118,0		7,9		140		19,0	8,2	3,4	10,8
2007	297	32,8	99,3	5,1	22,4	0,1	0,1	46,3	16,9	8,8	17,7	131,0		8,0		150		16,9	8,7	2,8	11,4
2008	338	27,1	82,1	5,1	22,7	0,1	0,2	40,8	17,0	8,6	18,7	136,0		8,0		120		17,0	8,0	2,9	10,0
2009	309	30,3	91,7	3,5	15,5	0,2	0,2	42,9	18,6	8,8	19,7	128,0		8,1		140		18,6	8,2	2,7	9,4
2010	316	28,4	86,0	6,2	25,2	0,1	0,3	38,0	19,2	9,5	18,6	148,0		8,0		181		19,2	8,8	3,2	10,6
2011	317	31,6	95,8	4,6	20,5	0,1	0,3	36,6	13,5	9,4	16,5	128,0		8,0		158		13,5	9,2	3,1	9,6
2012	304	20,9	69,7	3,2	14,3	0,1	0,2	36,5	15,8	9,8	16,9	114,0		8,0		191		15,8	8,3	2,4	
2013	328	33,9	103,2	7,8	32,1	0,2	0,3	56,2	16,6	9,2	18,4	138,0		8,0		174		16,6	8,3	2,5	9,9
2014	313	34,8	105,6	6,9	30,4	0,1	0,2	44,1	16,7	10,1	18,8	152,0		8,1		145		16,7	8,4	2,6	11,5
2015	330	40,5	122,7	5,1	22,6	0,3	0,4	43,9	16,7	10,1	18,5	147,0		8,0		229		16,7	9,8	2,3	9,6
1994-2015	317	34,0	103,3	4,2	18,2	0,2	0,2	44,8	17,4	9,4	18,0	133,0		8,0		188		17,4	8,6	2,9	10,2

Tab. 3.5.14. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym Strugi Toruńskiej (Koniczynka) w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	SUS	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]																[mm]
1994		97,2	294,6	7,0	31,2	0,2	0,3	121,2			24,6	277,1		1,1			63,1
1995		83,7	253,6	5,5	24,3	0,2	0,3	90,8			23,8	212,8		0,4			45,9
1996		77,4	234,7	2,7	11,8	0,9	1,1	98,0			38,9	243,5		0,4			67,3
1997		37,3	112,8	1,0	4,6	0,1	0,1	46,4			23,8	150,4		0,3			31,4
1998		62,4	189,3	3,5	15,5	0,1	0,2	84,1			31,0	217,1		0,3			52,4
1999		78,8	239,0	13,5	59,7	0,2	0,3	124,7			49,1	317,7		0,5			86,3
2000		33,7	101,9	3,1	13,5	0,1	0,1	41,1	15,1	9,3	16,9	113,1		0,1			29,0
2001		63,0	191,0	8,8	39,1	0,2	0,3	75,4	41,2	16,9	34,7	253,7		0,2			55,0
2002		61,3	185,5	9,7	42,9	0,4	0,5	87,8	33,9	21,3	40,0	302,0		0,3			74,0
2003		32,7	99,2	5,1	22,6	0,2	0,3	44,5	18,9	11,1	20,1	157,4		0,2			39,4
2004		56,2	170,2	6,8	30,3	0,3	0,3	69,8	34,3	17,3	32,0	224,9		0,2			61,6
2005		66,6	201,9	5,7	25,3	0,8	1,0	86,7	45,2	22,8	39,4	281,8		0,3			78,6
2006		60,6	183,6	8,5	37,5	0,7	0,9	88,8	38,9	18,4	32,8	241,6		0,3			66,2
2007	964,0	106,5	322,3	16,4	72,6	0,4	0,5	150,3	54,9	28,6	57,4	425,2		0,4			104,9
2008	558,3	44,8	135,6	8,5	37,5	0,2	0,3	67,4	28,1	14,2	30,9	224,6		0,2			53,4
2009	360,2	35,3	106,9	4,1	18,1	0,2	0,2	50,0	21,7	10,3	23,0	149,2		0,2			37,7
2010	557,9	50,1	151,8	10,9	44,5	0,2	0,5	67,1	33,9	16,8	32,8	261,3		0,3			57,1
2011	988,0	98,5	298,6	14,4	63,9	0,3	0,9	114,1	42,1	29,3	51,4	398,9		0,6			100,8
2012	443,5	30,5	101,7	4,7	20,9	0,2	0,3	53,2	23,1	14,3	24,7	166,3		0,3			47,2
2013	359,8	37,2	113,2	8,6	35,2	0,2	0,3	61,6	18,2	10,1	20,2	151,4		0,2			35,5
2014	180,9	20,1	61,0	4,0	17,6	0,1	0,1	25,5	9,7	5,8	10,9	87,8		0,1			18,7
2015	105,0	12,9	39,1	1,6	7,2	0,1	0,1	14,0	5,3	3,2	5,9	46,8		0,1			10,3
1994 -2015	501,9	56,7	172,2	7,0	30,7	0,3	0,4	75,6	29,0	15,6	30,2	222,9		0,3			55,3

BIOSFERA

W Stacji Bazowej ZMŚP Koniczynka prowadzony jest monitoring wybranych wskaźników stanu biosfery charakterystycznych dla pola uprawnego: fauny glebowej oraz awifauny.

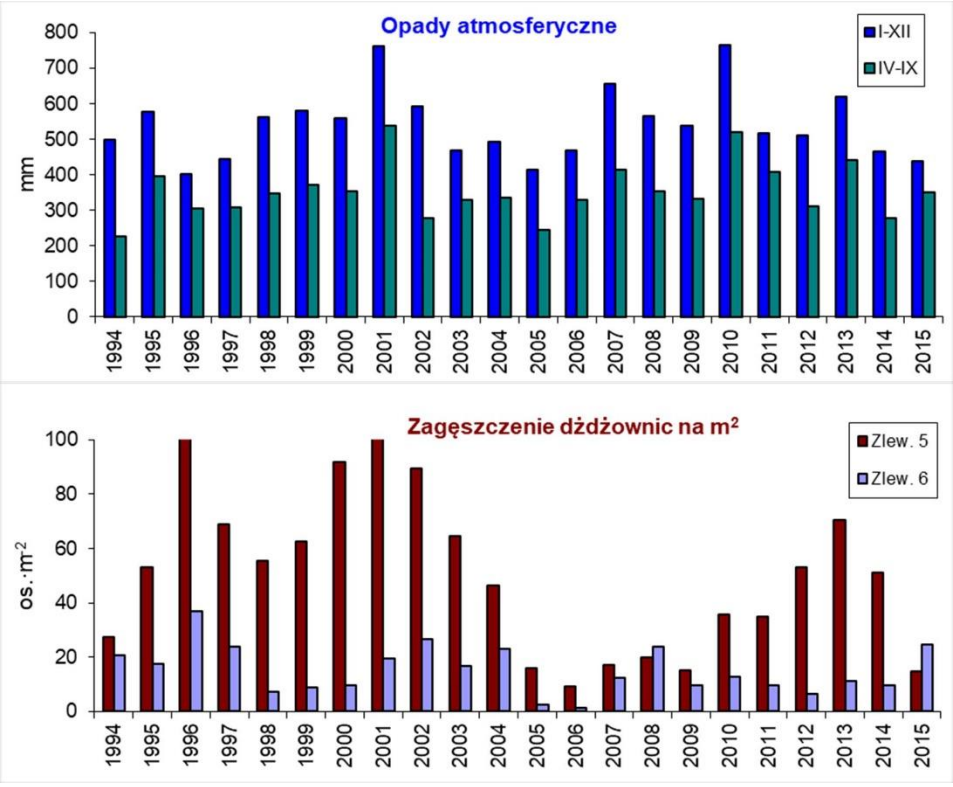
Monitoring fauny glebowej dżdżownic (*Lumbricidae*) był prowadzony w zlewniach drenarskich na obszarze wysoczyzny morenowej (zlewnie drenarskie nr 3 i 5) oraz dwóch stanowiskach położonych na erozyjnej równinie wód roztopowych (zlewnia 6 i 6k) (*Tab. 3.5.15*).

Tab. 3.5.15. Zgęszczenie Lumbricidae (osobników·m^{-2} w Koniczynce w latach 1994-2015

Rok	Zlewnia 3	Zlewnia 5	Zlewnia 6	Zlewnia 6k
1994		27,3	20,8	
1995		53,1	17,5	
1996		106,2	36,9	
1997		68,9	23,7	
1998		55,4	7,1	
1999		62,5	8,7	
2000		91,8	9,5	
2001		115,4	19,4	
2002		89,6	26,8	
2003		64,6	16,6	
2004		46,2	23,1	
2005		16,0	2,5	
2006		9,3	1,3	
2007		17,1	12,3	
2008		19,8	23,7	
2009		15,2	9,6	
2010		35,8	12,8	
2011	41,6	35,1	9,6	1,6
2012	63,8	53,2	6,6	1,6
2013	41,8	70,4	11,2	4,0
2014	52,0	51,2	9,6	1,6
2015	14,9	14,9	24,5	3,2

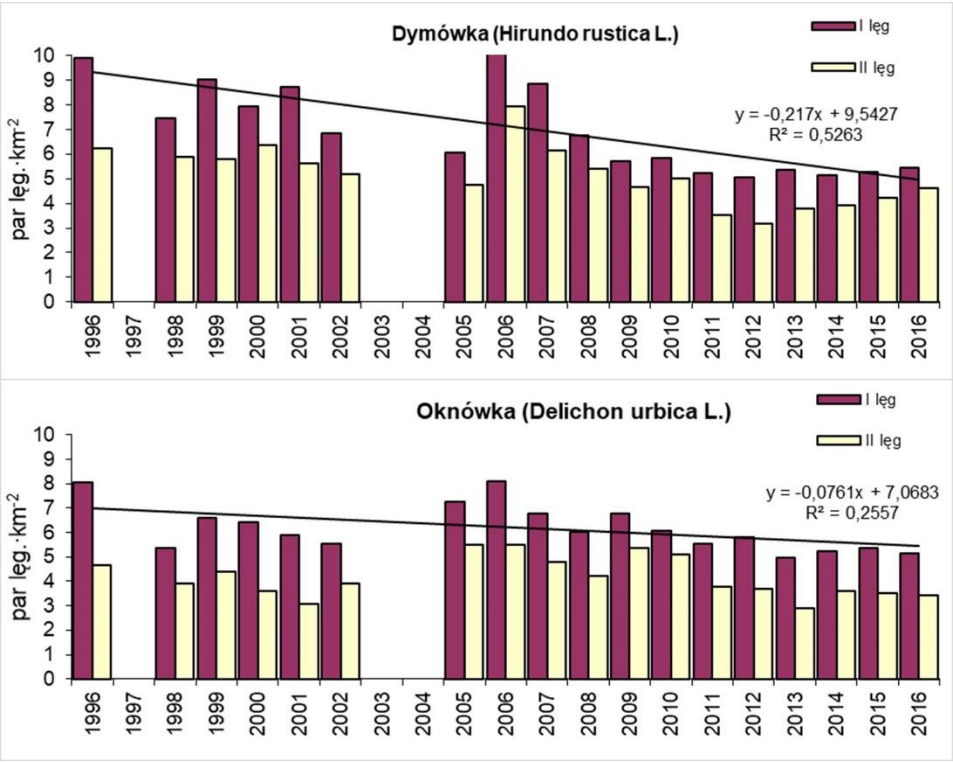
Opracowano na podstawie Raportów ze Stacji ZMŚP w Koniczynce (Paprocki 2013)

Zlewnie te posiadają zróżnicowane warunki dla wzrostu roślin wynikające z różnic glebowych oraz możliwości retencjonowania wody i substancji pokarmowych. W zlewniach 3 i 5 są one znacznie większe (Paprocki, Lewandowska-Czarnecka 2007). W ramach badań określono sezonową dynamikę zagęszczenia i biomasy dżdżownic oraz badania jakościowe: ich skład gatunkowy, strukturę wiekową i ekologiczną. Ponadto określono wilgotność i dostępność wody w glebie, aktywność dżdżownic (koprolity/makropory), produktywność części nadziemnych/plon, warunki pogodowe (ewapotranspiracja, opady atmosferyczne i temperatura powietrza), pokrycie gleby przez rośliny oraz stosowane w uprawie zabiegi agrotechniczne i nakłady (środki ochrony roślin, nawozy i pestycydy). W wyniku badań przeprowadzonych w latach 1994-2015 stwierdzono dużą wrażliwość agroekosystemu na warunki pogodowe, a zwłaszcza długotrwałe susze i wysokie temperatury powietrza i gleby, które znacznie ograniczają liczebność *Lumbricidae* (*Ryc. 3.5.16*). Istotne są uprawiane rośliny oraz stosowane zabiegi agrotechniczne, a zwłaszcza orka i inne zabiegi naruszające strukturę gleby (Paprocki 2013).



Ryc. 3.5.16. Zagęszczenie dżdżownic (Lumbricidae) w zlewni nr 5 i 6 w Koniczynce na tle opadów atmosferycznych w latach 1994-2015

Innym wykorzystywanym w monitoringu środowiska biowskaźnikiem jest liczebność populacji lęgowych dymówki *Hirundo rustica (L.)* i oknówki *Delichon urbica (L.)*. Badania rozpoczęto w 1996 r. w obrębie krajobrazu rolniczego zlewni Strugi Toruńskiej na powierzchni 63,2 km^2 (od 2005 r. ograniczono do 43,4 km^2) – Kartanas (2007).



Ryc. 3.5.17. Liczebność populacji lęgowej dymówki i oknówki w rejonie Koniczynki w latach 1996-2015 (linia trendu wyznaczona dla I lęgu)

W analizowanym okresie stwierdzono znaczne wahania liczebności dymówki, od 5,05 par lęg.·km^{-2} w I lęgu w 2012 r. do 11,1 par lęg.·km^{-2} w 2006 r. W drugim lęgu odpowiednio w tych latach od 3,16 do 7,92. Generalnie następuje spadek liczebności populacji lęgowej dymówki, zwłaszcza w latach 1996-2010. W ostatnim okresie ich liczebność się stabilizuje, ale na niskim poziomie (*Ryc. 3.5.17*). Tendencja ta wynika ze zmian struktury zabudowy. W strefie podmiejskiej Torunia następuje proces likwidacji gospodarstw indywidualnych (o 22,4% w latach 1996-2010) i przeznaczania ich areału pod zabudowę willową i zakłady usługowo-produkcyjne. Budownictwo takie uniemożliwia dymówce zakładanie gniazd. Ptaki te zasiedlają przede wszystkim budynki hodowlane, z dostępem powietrza. Na analizowanym obszarze zmniejszyła się wielkość hodowli bydła (34,6%) i trzody chlewnej (12,9%). Poza

tym coraz więcej gospodarstw przechodzi na intensywną i nowoczesną hodowlę trzody i bydła, gdzie budynki hodowlane są odpowiednio zabezpieczone i dymówka nie ma dostępu do ich wnętrza. Spadek liczebności populacji lęgowej dymówki w krajobrazie rolniczym jest obserwowany w Europie Zachodniej od ponad 20 lat.

W okresie objętym badaniami liczebność oknówki w I lęgu wahała się od 4,98 (2013 r.) do 8,11 (1996 r.) par lęg.·km^{-2}. W analizowanym okresie występuje lekka tendencja spadkowa, zwłaszcza w ostatnich 9 latach (*Ryc. 3.5.17*). Liczebność oknówki, podobnie jak dymówki, w znacznej mierze zależy od cech zabudowy danego obszaru i wielkości hodowli bydła i trzody chlewnej. Jednak oknówka ma znacznie większe potencjalne możliwości znalezienia odpowiedniego miejsca na budowę gniazda niż dymówka, ponieważ gniazdo umieszcza na zewnątrz budynku. Mimo to, zmniejsza się zasób potencjalnych miejsc umożliwiających oknówce gniazdowanie.

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Funkcjonowanie geoekosystemu zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej jest determinowane zmiennymi warunkami pogodowymi oraz narastającą antropopresją związaną z działalnością rolniczą i oddziaływaniem pobliskiego miasta Torunia. Ponadto położenie zlewni na terenie młodoglacjalnym, o zróżnicowanej budowie geologicznej, wpływa na obieg wody na tym terenie. Przewaga glin morenowych w utworach powierzchniowych utrudnia infiltrację, stąd też teren ten jest w znacznej części zmeliorowany, co przyspiesza odpływ wody w okresie wiosennym i sprzyja powstawaniu susz w okresie wegetacyjnym.

Warunki meteorologiczne w latach 1994-2015 charakteryzowały się znaczną zmiennością. Średnia roczna temperatura powietrza wyniosła 8,6°C, ale wahała się od 6,1°C w 1996 r. do 10,0°C w 2007 r. Ekstremalne wartości temperatury powietrza w Koniczynce zmieniały się od -28,3°C w styczniu 2006 r. do 36,9°C w lipcu 1994 r. Stwierdzono istotny statystycznie ($p<0,05$) wzrost temperatury powietrza sięgający 0,48°C/10 lat. Trend ten znajduje potwierdzenie w pobliskim Toruniu, gdzie w latach 1947-2015 temperatura wzrosła o 1,6°C (trend 0,24°C/10 lat) (*Ryc. 3.5.17*).

W Koniczynce w latach 1994-2015 wystąpiło przeciętnie w roku 8,4 dni upalnych ($t_{max}>30°C$), wykazują one trend rosnący 2,3 dnia/10 lat, podobnie przybywa dni gorących ($t_{max}>25°C$) o 5,7 dni/10 lat, przy średniej 42,6 dnia. Dni przymrozkowych ($t_{min}<0°C$) było średnio 94,0 w roku, ale ich ubywa w tempie 7,8 dnia/10 lat, natomiast dni mroźnych ($t_{max}<0°C$) średnio było 14,8, a ich trend -3,5 dnia/10 lat.

Stwierdzono istotne zmiany w pojawach termicznych pór roku. Przedwiośnie przyspieszyło się o 5 dni, wiosna rozpoczyna się wcześniej

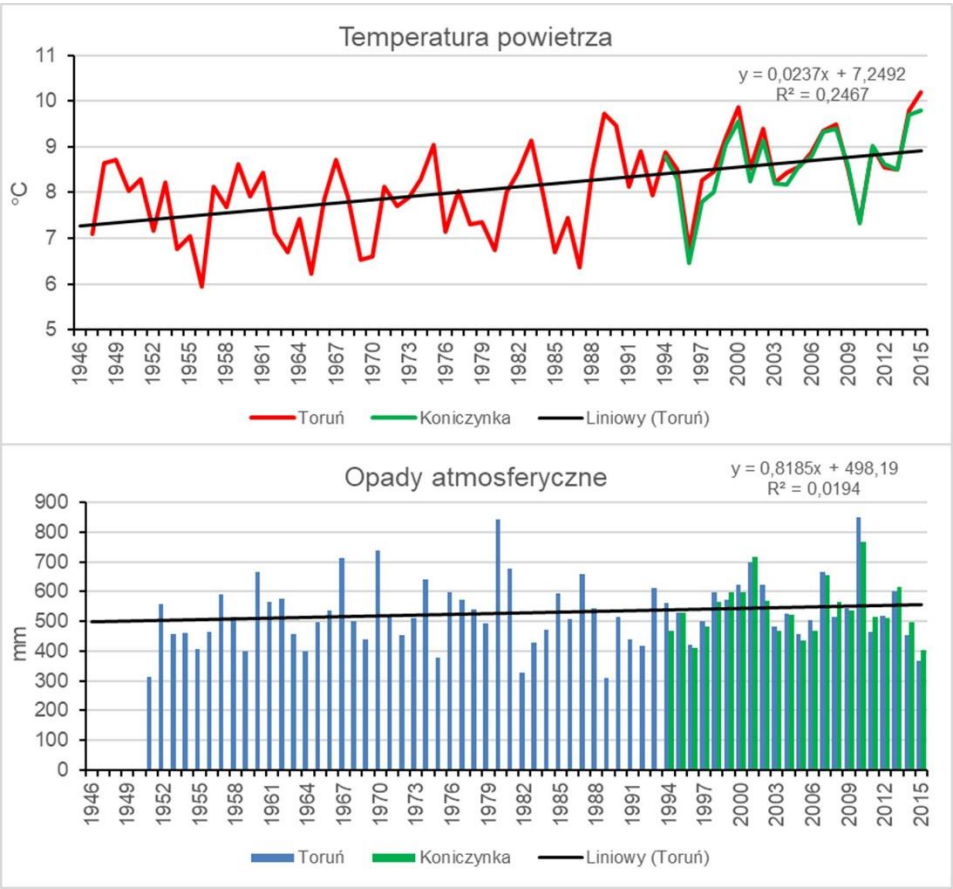
o 17 dni, a lato o 8 dni. Natomiast później pojawia się jesień (o 11 dni), przedzimie (o 24 dni) i zima (o 7 dni). Zmienił się czas trwania pór roku - przedwiośnie skróciło się o 19 dni, wiosna wydłużyła się o 7 dni, podobnie lato o 19 dni, a jesień o 15 dni. Skróciło się przedzimie o 10 dni, i znacznie zima o 23 dni. Zwraca uwagę brak termicznej zimy w latach: 1997/98, 2007/08 i 2014/15. Okres wegetacyjny wydłużył się aż o 37 dni.

W Koniczynce w latach 1994-2015 średnia suma roczna opadu atmosferycznego wyniosła 543,1 mm. Sumy roczne zmieniały się od 405,0 mm (1996 r.) do 762,0 mm (2001 r.). W przebiegu rocznym największe sumy opadów przypadały na lato (lipiec 93,0 mm), a najmniejsze na zimę (luty wyniosło 26,4 mm). W poszczególnych miesiącach sumy były bardzo zróżnicowane od 2,1 mm w styczniu 1997 r. do 190,3 mm w lipcu 2003 r. W ciągu roku wystąpiło 178,7 dni z opadem ($p \geq 0,1$ mm), w tym 96,0 dni z opadem $p \geq 1,0$ mm i 11,9 dni z opadem $p \geq 10,0$ mm. Nie stwierdzono istotnie statystycznego trendu opadów atmosferycznych, natomiast wystąpiły ciągi lat wilgotnych i suchych (*Ryc. 3.5.18*). W analizowanych latach wystąpiło 15 susz atmosferycznych z co najmniej 15-to dniowym brakiem opadów.

W Koniczynce pokrywa śnieżna tworzyła się w okresie od pierwszej połowy października do końca kwietnia. Jednak średni czas jej trwania wyniósł zaledwie 29 dni. Najdłużej pokrywa śnieżna utrzymywała się w czasie zimy 2012/2013 - 80 dni. Średnia miąższość pokrywy śnieżnej wynosiła kilka, kilkanaście cm, jednak w 2010 r. jej grubość osiągnęła 40 cm. Coraz częściej obserwuje się zimy z brakiem trwałej pokrywy śnieżnej, co istotnie wpływa na zasoby wodne w środowisku.

Średni przepływ wody Strugą Toruńską wyniósł w Lipowcu 0,41 $m^3 \cdot s^{-1}$, a w Koniczynce 0,55 $m^3 \cdot s^{-1}$. Występują przy tym znaczne różnice z roku na rok uwarunkowane opadami atmosferycznymi i wodnością pokrywy śnieżnej. W Koniczynce wielkość przepływu wahała się od braku przepływu w czasie letniej suszy w 2015 r., do 4,86 $m^3 \cdot s^{-1}$, na wiosnę 1996 r., po długiej mroźnej i śnieżnej zimie. W przebiegu rocznym zaznacza się typowy reżim śnieżno-deszczowy z maksimum w marcu (0,96 $m^3 \cdot s^{-1}$) i minimum w ciepłej połowie roku, w maju i lipcu po 0,35 $m^3 \cdot s^{-1}$ oraz w listopadzie 0,36 $m^3 \cdot s^{-1}$. W przebiegu wieloletnim występują znaczne wahania przepływów, od 0,10 $m^3 \cdot s^{-1}$ w 2015 r. do 1,03 $m^3 \cdot s^{-1}$ uzależnione od sumy oraz rozkładu opadów atmosferycznych oraz pokrywy śnieżnej, jej miąższości i tempa topnienia. W Koniczynce z 543,1 mm opadu odpływało Strugą Toruńską zaledwie 55,3 mm wody, współczynnik odpływu sięga 0,10, a odpływ jednostkowy zaledwie 1,75 $dm^3\ s^{-1}\ km^{-2}$. Jest to efekt niekorzystnego klimatycznego bilansu wodnego (małe opady, przy dużej ewapotranspiracji). Dodatkowo sieć drenarska na wiosnę odprowadza nadmiar wody. Budowa geologiczna oraz brak lasów ograniczają możliwości retencyjne w zlewni (Strzyżewski, Kejna 2014). Strugą Toruńską przeciętnie odpływa w Lipowcu 13 009 tys. m^3 wody w ciągu roku, a w Koniczynce 17 747 tys. m^3.

Z obszaru zlewni reprezentatywnej odpływa więc 4738 tys. m^3 rocznie. Odpływ odznaczał się znaczną zmiennością, np. w Koniczynce od 3182 tys. m^3 w 2015 r. do 32 447 tys. m^3 w 2007 r. Maksymalny odpływ jednostkowy sięgał w tym roku 15,7 $dm^3\ s^{-1}\ km^{-2}$.



Ryc. 3.5.18. Przebieg temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w Toruniu (1947-2015) i Koniczynce (1994-2015)

Poziom zwierciadła wód podziemnych w Koniczynce w latach 1995-2015 sięgał od 711 cm w 2002 r. do 964 cm w 2015 r. (wahania 253 cm) w zależności od sum opadów atmosferycznych. W większości lat realne było zagrożenie wystąpieniem niżówki (za wyjątkiem 1996, 2002 i 2011 r.). W przebiegu rocznym retencja wody zwiększała chłodnej połowie roku, natomiast w okresie od kwietnia po październik poziom wód podziemnych się obniżał.

W Koniczynce pomiary zanieczyszczeń powietrza rozpoczęto w 1996 r., obejmują one rejestrację stężeń gazów: dwutlenku siarki (SO_2), tlenków azotu (NO_x, NO_2, NO), ozonu O_3 (od 2011) oraz pyłu zawieszonego PM10 (od 2004 r.).

W 2002 r. wprowadzono monitoring SO_2 i NO_2 metodą pasywną. W analizowanym okresie nie stwierdzono przekroczeń poziomów dopuszczalnych stężeń gazów ze względu na zdrowie ludzi, jak i ochronę roślin - nastąpiła poprawa warunków. W latach 1996-2015 średnie roczne stężenie SO_2 w powietrzu wahało się od 0,7 (2004 r.) do 9,8 $\mu g \cdot m^{-3}$ (1996 r.), jego zawartość wyraźnie się zmniejszyła, chociaż w ostatnich latach nastąpił wzrost SO_2. Zawartość NO_x również wykazuje zmienność z roku na rok, a w ostatnich latach przekracza 10 $\mu g \cdot m^{-3}$, potwierdzają to wyniki uzyskane metodą pasywną. Średnie roczne stężenie ozonu sięgało od 35,6 do 59,8 $\mu g \cdot m^{-3}$ z maksimum w porze letniej. Zawartość pyłów PM10 jest w Koniczynce wysoka i w latach 2004-2015 wahała się średnio w roku od 18,3 (2007) do 40,4 $\mu g \cdot m^{-3}$ (2008), a średnie dobowe wartości sięgały nawet 359 $\mu g \cdot m^{-3}$ (2006 r.). Analiza przypadków wysokich stężeń pyłów PM10, przekraczających 50 $\mu g \cdot m^{-3}$ dla doby związana była z wtórną emisją pyłów w czasie prac polowych.

Opady atmosferyczne w Koniczynce w latach 1994-2015 charakteryzowały się normalnym odczynem, tylko w 2002 i 2004 r. stwierdzono lekko obniżoną ich kwasowość (średnia roczna wartość pH od 4,93 do 6,41). Przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych wahała się od 1,97 do 7,35 $mS \cdot m^{-1}$), czyli mieściła się w klasach od lekko- do znacznie podwyższonej. Zaznaczyła się tendencja do wzrostu wartości pH i obniżania przewodnictwa elektrolitycznego. Średnie stężenie substancji rozpuszczonych w opadach atmosferycznych w latach 2005-2015 wyniosło: 0,79 $mg \cdot dm^{-3}$ dla siarki, 0,60 $mg \cdot dm^{-3}$ dla azotu w NO_3 i 0,70 $mg \cdot dm^{-3}$ w NH_4 oraz 0,58 $mg \cdot dm^{-3}$ chloru, 0,27 $mg \cdot dm^{-3}$ sodu, 0,12 $mg \cdot dm^{-3}$ potasu, 0,10 $mg \cdot dm^{-3}$ magnezu i 0,70 $mg \cdot dm^{-3}$ wapnia. Całkowity ładunek substancji wniesionych do podłoża przez opady atmosferyczne w Koniczynce zmieniał się od 1508 $kg \cdot km^{-2}$ w 2012 r. do 2932 $kg \cdot km^{-2}$ w 2010 r. Przy średniej depozycji 2161 $kg \cdot km^{-2}$ opady do podłoża wyniosły 447,2 $kg \cdot km^{-2}$ siarki, 341,6 $kg \cdot km^{-2}$ azotu w NO_3 i 391,0 $kg \cdot km^{-2}$ w NH_4 oraz chloru 313,6 $kg \cdot km^{-2}$, sodu 148,9 $kg \cdot km^{-2}$, potasu 69,4 $kg \cdot km^{-2}$, magnezu 57,1 $kg \cdot km^{-2}$ i 392,4 $kg \cdot km^{-2}$ wapnia. W ostatnich latach zmalał udział anionów ($S\text{-}SO_4^{2-}$, $N\text{-}NO_3^-$, Cl^-), a wzrósł udział kationów ($N\text{-}NH_4^+$, Na^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}).

Wody opadowe przesiąkają w glebę, a następnie zasilają wody podziemne. Stan chemiczny wód podziemnych mieści się w klasie dobrej. Według klasyfikacji Altowskiego-Szwieca są to wody trójjonowe typu wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowego (HCO_3–Ca-Mg). Ich mineralizacja zmieniała się od 413,2 $mg \cdot dm^3$ w 1999 r. do 952,0 $mg \cdot dm^3$ w 2003 r.

Wyniki badań wykazały dobry stan fizyko-chemiczny powyżej zlewni eksperymentalnej (stanowisko Lipowiec), natomiast w Koniczynce stan poniżej dobrego ze względu na nadmierne stężenia fosforanów. Na chemizm wody w Strudze Toruńskiej wpływa szereg czynników związanych głównie z oddziaływaniem jezior powyżej Lipowca oraz z wybitnie rolniczym charakterem obszaru zlewni reprezentatywnej. W Lipowcu zaznacza się

oddziaływanie zeutrofizowanego jeziora Mlewieckiego, skąd woda wnosi duże ilości substancji organicznych, co wpływa na wysokie wartości średniorocznych stężeń natlenienia (BZT_5) i zawartości substancji organicznych (RWO). W Strudze Toruńskiej na obszarze zlewni reprezentatywnej stwierdzono zmniejszanie się BZT_5 i RWO z biegiem rzeki. W analizowanym okresie zaznaczyła się tendencja do zmniejszania zawartości rozpuszczonych związków mineralnych oraz materii organicznej. Natomiast zawartość substancji rozpuszczonych, wyrażona wskaźnikiem przewodności elektrolitycznej, w obrębie zlewni reprezentatywnej wyraźnie wzrasta na skutek erozji gleb i wymywania związków mineralnych, wprowadzanych w trakcie prac rolniczych. Rolniczy charakter zlewni Strugi Toruńskiej wpływa na wysoką zawartości związków biogennych. Na odcinku między Lipowcem a Koniczynką, następuje wzrost koncentracji azotanów. Stężenia te przekraczają normy oceny dobrej dla wody Strugi Toruńskiej, dlatego też od roku 2012 zlewnie Strugi Toruńskiej uznano jako obszar szczególnie narażony na zanieczyszczenia azotem pochodzenia rolniczego (OSN) - decyzja Dyrektora RZGW w Gdańsku nr 2/2012.

Na zmiany zachodzące w środowisku szybko reagują monitorowane zwierzęta. Jako biowskaźniki zastosowano charakterystyczne dla pola uprawnego dżdżownice (*Lumbricidae*) oraz jaskółki dymówki *Hirundo rustica (L.)* i oknówki *Delichon urbica (L.)*. W wyniku badań przeprowadzonych w latach 1994-2015 stwierdzono dużą wrażliwość agroekosystemu na warunki pogodowe, a zwłaszcza długotrwałe susze i wysokie temperatury powietrza i gleby, które znacznie ograniczają liczebność *Lumbricidae*. Istotne są uprawiane rośliny oraz stosowane zabiegi agrotechniczne, a zwłaszcza orka i inne zabiegi naruszające strukturę gleby (Paprocki 2013). W analizowanym okresie stwierdzono znaczne wahania liczebności dymówki (w pierwszym lęgu od 5,05 w 2012 r. do 11,1 par lęg.·km^{-2} w 2006 r.) oraz oknówki (od 4,98 w 2013 r. do 8,11 1996 r. par lęg.·km^{-2}). Wystąpił spadek liczebności populacji lęgowej dymówki i oknówki. Tendencja ta wynika ze zmianach struktury zabudowy. W strefie podmiejskiej Torunia zmniejsza się liczba gospodarstw indywidualnych oraz wielkość hodowli bydła i trzody. Dodatkowo ograniczono dostęp do budynków gospodarczych. Spadek liczebności populacji lęgowej dymówki w krajobrazie rolniczym jest obserwowany w Europie Zachodniej.

PODSUMOWANIE

Stacja ZMŚP w Koniczynce reprezentuje środowisko pól uprawnych – dominującą w Polsce formę użytkowania terenu. Zmienia się jednak sposób uprawy ziemi, zmniejsza się liczba indywidualnych gospodarstw rolnych. Ogranicza się wielkości hodowli bydła (o 34,6%) i trzody chlewnej (o 12,9%). Dodatkowo teren zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej poddany jest silnej presji ze strony rozwijającego się Torunia. Zachodzą tu typowe dla strefy

podmiejskiej procesy ze zmianą sposobu użytkowania terenu, nasila się budownictwo podmiejskie, rozwija się przemysł, powstają obiekty usługowe, rozbudowuje się sieć dróg z autostradą A1 przecinającą północną część zlewni.

Funkcjonowanie geoekosystemu zlewni rolniczej, jaką reprezentuje Struga Toruńska jest silnie uzależnione od warunków meteorologicznych. Wzrost temperatury powietrza, coraz częstszy brak termicznej zimy, przyspieszenie przedwiośnia i wiosny wpływa na stan środowiska. Dodatkowo jest to rejon charakteryzujący się niewielkimi opadami atmosferycznymi, które w ostatnich latach cechują się znaczną zmiennością z roku na rok i w przebiegu rocznym. Coraz częściej występują susze lub też miesiące charakteryzujące się nadmiernymi opadami. Ponadto coraz częstszy brak stałej pokrywy śnieżnej zmienia stosunki wodne i wpływa na funkcjonowanie biosfery, w tym uprawę roślin.

Pomimo nasilenia antropopresji obserwuje się pozytywne zmiany na terenie zlewni Strugi Toruńskiej. Zmniejszyło się zanieczyszczenie powietrza (głównie SO_2), jednak poziom NO_x wykazuje, po okresie stabilizacji, wzrost związany ze nasileniem ruchu samochodowego. Wzrasta pH opadów atmosferycznych oraz obniża się ich przewodnictwo elektrolityczne. Chemizm opadów atmosferycznych nie wykazuje nadmiaru rozpuszczonych substancji. Jakość wód powierzchniowych utrzymuje się w zakresie dobrej jakości, niemniej na terenie zlewni reprezentatywnej obserwuje się wzrost substancji biogennych, związanych z działalnością rolniczą. Wody podziemne wykazują się dobrą jakością. Zmiany zachodzące w środowisku wpływają na stan biosfery, której wyznacznikiem jest zmniejszenie populacji jaskółek, ptaków typowych dla krajobrazu rolniczego oraz duża zmienność dżdżownic w glebie związana nie tylko z warunkami pogodowymi, ale także stosowanymi zabiegami agrotechnicznymi.

Nadal na terenie zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej problemem będą:

1. Zmiany w funkcjonowaniu geoekosystemu zlewni wywołane wzrostem temperatury powietrza i nasileniem ekstremalnych zjawisk pogodowych.
2. Zanieczyszczenie powietrza przez lokalne emisje z obiektów przemysłowych, komunalnych i komunikacyjnych oraz terenów rolniczych.
3. Zaburzenia naturalnego odpływu wód wywołane zabiegami melioracyjnymi.
4. Zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podziemnych, głównie w wyniku działalności rolniczej.
5. Degradacja gleb w wyniku nadmiernego użytkowania rolniczego, w tym erozja i wywiewanie gleb.
6. Zmniejszenie bioróżnorodności na obszarze pozbawionym lasów, występowanie gatunków inwazyjnych.

7. Zagrożenia spowodowane rozwojem budownictwa w strefie podmiejskiej Torunia oraz sieci komunikacyjnej w rejonie zlewni (obwodnica Torunia i autostrada A1) oraz nasileniem ruchu samochodowego.

LITERATURA

Araźny A., Przybylak R., Vizi Z., Kejna M., Maszewski R., Uscka-Kowalkowska J., 2007. Mean and extreme wind velocities in Central Europe 1951-2005 (on the basis of data from NCEP/NCAR reanalysis project). Geographia Polonica, 80, 2: 69-78.

Bednarek R., Dziadowiec H., 1996. Gleby. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa w Koniczynce. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, UMK, Warszawa-Toruń: 91-103.

Bednarek R., Szrejder B., 2004. Struktura pokrywy glebowej zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej. W: M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Toruń: Oficyna Wydawnicza Turpress: 242-250.

Biernacik D., Filipiak J., Miętus M., Wójcik R., 2010. Zmienność warunków termicznych w Polsce po roku 1951. Rezultaty projektu KLIMAT. W: E. Bednorz, L. Kolendowicz (red.), Klimat Polski na tle klimatu Europy. Zmiany i ich konsekwencje, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Bogdańska B., Podogrocki J., 2000. Zmienność całkowitego promieniowania słonecznego na obszarze Polski w okresie 1961-1995. Materiały Badawcze 30, Seria: Meteorologia, IMGW, Warszawa.

Celmer T., 1987. Rzeźba terenu i budowa geologiczna powierzchni obszaru Rolniczego Zakładu Doświadczalnego UMK w Koniczynce i jego najbliższych okolic. Acta Universitatis Nicolai Copernici. Biologia, 35: 7-17.

Celmer T., Marciniak K., Wójcik G., 1996. Badania hydrologiczne stacji bazowej ZMŚP w Koniczynce na obszarze zlewni reprezentacyjnej Strugi Toruńskiej. W: G. Wójcik, K. Marciniak (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych: VII Ogólnopolskie Sympozjum "Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego", Toruń, Koniczynka 19-21.09.1996. Toruń: Oficyna Wydawnicza Turpress: 159-161.

Celmer T., Marszelewski W., 1987. Kształtowanie się odpływu wody w zlewniach drenarskich na polach RZD UMK w Koniczynce w zależności od warunków pogodowych i terenowych. Acta Universitatis Nicolai Copernici. Biologia, Z. 35: 63-77.

Czarnecka M., 2012. Częstość występowania i grubość pokrywy śnieżnej w Polsce. Acta Agrophysica, 19(3): 501-514.

Dynowska I., 1994. Reżim odpływu rzecznego, plansza 32.3 Odpływ rzeczny W: Atlas Rzeczpospolitej Polskiej, IGiPZ PAN, Główny Geodeta Kraju, PPWK im. E. Romera S.A., Warszawa.

Farat R., 2010. Zmienność opadów atmosferycznych w Polsce Północno-Zachodniej. W: E. Bednorz (red.), Klimat Polski na tle klimatu Europy. Warunki termiczne i opadowe, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.

Gierańczyk W., 2004. Uwarunkowania rozwoju osadnictwa wiejskiego w gminie Łysomice. W: M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji. Biblioteka Monitoringu Środowiska: 385-392.

Gromadska M., 1996. Ośrodek Biologii Stosowanej UMK w Koniczynce (Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego). W: G. Wójcik, K. Marciniak (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: Stacja Bazowa Koniczynka, Warszawa, Toruń, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska: Uniwersytet Mikołaja Kopernika: 9-22.

Hildebrandt K., 2004. Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w rejonie stacji ZMŚP w Koniczynce. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji; Biblioteka Monitoringu Środowiska: 123-130.

Hildebrandt K., 2012. Jakość powietrza atmosferycznego w Koniczynce w latach 1996-2010 na podstawie badań WIOŚ. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie

geoekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski; Biblioteka Monitoringu Środowiska, Vol. XXIX, Storkowo.

Internetowy Atlas Województwa Kujawsko-Pomorskiego, 2015, Urząd Województwa Kujawsko-Pomorskiego, dokument elektroniczny, autorzy: Adamiak C., Araźny A., Bednarek R., Biczkowski M., Biegańska J., Brodowski P., Buszko J., Cyzman W., Deptuła M., Dębowska A., Drachal J., Dubownik A., Golba R., Grzelak-Kostulska E., Hołowiecka B., Jamorska I., Jezierska-Thöle A., Juśkiewicz W., Kamiński D., Kasprzyk K., Kejna M., Kluba M., Kosmela M., Kot R., Kozieł Z., Kozłowski L., Krawiec A., Kubiak-Wójcicka K., Kunz M., Marszelewski W., Maszewski R., Mendyk Ł., Molewski P., Nienartowicz A., Nowak M., Okoniewska T., Pawlikowski T., Pawłowski B., Piasecki A., Pilarska A., Piszczek S., Pius B., Pospieszyńska A., Przybylak R., Przystalski A., Rogatka K., Rosik K., Rudnicki R., Rutkowski L., Skowron R., Sobiech M., Sobota I., Sokołowski D., Solarczyk A., Strzyżewski T., Szumańska I., Szyda B., Szymańska D., Środa-Murawska S., Świtoniak M., Trapszyc A., Uscka-Kowalkowska J., Weckwerth P., Wiśniewski Ł., Wysota W.

Kachnic M., 2007. Profil geologiczny i zmiany położenia zwierciadła wody w piezometrze Stacji Bazowej w Koniczynce k. Torunia 2006. W: A. Kostrzewski, A. Andrzejewska (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa: Kampinoski Park Narodowy: 143-150.

Kaczorowska Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Prace Geograficzne nr 33: 1-112.

Kartanas E., 2007. Monitoring stanu liczebnego populacji lęgowych dymówki Hirundo rustica L. i oknówki Delichon urbica (L.). W: A. Kostrzewski, A. Andrzejewska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000". Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 381-390.

Kazimierski B., Pilichowska-Kazimierska E., 2006. Monitoring i ocena stanu wód podziemnych. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 7: 9-19.

Kejna M., Sobota I., 2010. Variability of Struga Toruńska River discharge (central Poland) on the background of meteorological conditions, 1994-2009. W: R. Egozi, J. Lekach (red.), 4th International Seminar on Small Catchments Dynamics: Connectivity in Time and Space, November 21-25, Israel: book of abstracts and fieldtrip guide. Israel: 15-16.

Kejna M., Strzyżewski T., 2014. Water resources of the Struga Toruńska river (Central Poland) in the context of climatic changes in 1994-2012. International Journal of Earth Sciences and Engineering, Vol. 7 no. 1: 74-79.

Kejna M., Uscka J., 2003. Termiczne pory roku w Koniczynce w latach 1994-2001. W: W. Bochenek, E. Gil (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego: funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa: 96-103.

Kejna M., Uscka-Kowalkowska J., 2005. Wilgotność powietrza w Koniczynce (Pojezierze Chełmińskie) w latach 1994-2003. W: A. Kostrzewski, R. Kolander (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: funkcjonowanie geoekosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe: 109-117.

Kejna M., Uscka-Kowalkowska J., 2006. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Koniczynce (Pojezierze Chełmińskie) w latach 1951-2002. W: P. Gierszewski, M.T. Karasiewicz (red.), Idee i praktyczny uniwersalizm geografii: geografia fizyczna, Ogólnopolski Zjazd Geografów i 55 Zjazd Polskiego Towarzystwa Geograficznego, Toruń, 13-17 września 2006 r. Warszawa: Polska Akademia Nauk. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, Dokumentacja Geograficzna, nr 32: 141-147.

Kejna M., Uscka-Kowalkowska J., 2011. Wpływ cyrkulacji atmosferycznej na opady atmosferyczne w Koniczynce w latach 1994-2009. W: A. Kostrzewski, M. Samołyk (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska t. 28. Biała Góra: Stacja Monitoringu Środowiska Przyrodniczego UAM: 109-120.

Kejna M., Uscka-Kowalkowska J., Araźny A., 2014. Bilans promieniowania w Koniczynce koło Torunia w latach 2011-2012. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, Nr 63: 26-42.

Kejna M., Wójcik G., Marciniak K., Uscka J., 2001. Kierunek i prędkość wiatru w Koniczynce (Równina Chełmżyńska) w latach 1994-2000. W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego w Polsce: funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Kielce: Stacja Monitoringu Akademii Świętokrzyskiej: 127-135.

Kluba M., Rudnicki R., 2004. Struktura i kierunki produkcji rolniczej na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej w świetle wyników Powszechnego Spisu Rolnego 2002. W: M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska: 393-400.

Kondracki J., 2002. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.

Kostrzewski A., Szpikowski J., Szpikowska G., 2011. Stan geoekosystemów Polski – ocena na podstawiewybranych geowskaźników w programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, Monitoring Środowiska Przyrodniczego Vol. 12, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce: 69–83.

Lorenc H., 2005. Atlas klimatu Polski, IMGW, Warszawa.

Markowicz K., Uscka-Kowalkowska J., 2015. Long-term and seasonal variability of the aerosol optical depth at Mount Kasprowy Wierch (Poland), J. Geophys. Res.Atmos., 120, 1865–1879, doi:10.1002/2014JD022580.

Luc M., 2003. Przemiany wybranych elementów środowiska przyrodniczego zlewni Strugi Toruńskiej od końca XVIII do początku XXI wieku. W: M. Kejna, J. Uscka (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji: XIV Ogólnopolskie Sympozjum Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, Toruń - Koniczynka, 3-5 września 2003 r.: streszczenia referatów. Toruń: Uniwersytet Mikołaja Kopernika: 75-76.

Niewiarowski W., Celmer T., Marciniak K., Pietrucień C., Proszek P., Sinkiewicz M., 1992. Przebieg współczesnych procesów denudacyjnych na młodoglacjalnej wysoczyźnie more-nowej na przykładzie okolic Koniczynki, na NE od Torunia. W: System denudacyjny Polski, Prace Geogr. nr 155, IGiPZ PAN: 47-67.

Niewiarowski W., 1996. Budowa geologiczna i rzeźba terenu. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Stacja Bazowa w Koniczynce: 41-57.

Paprocki R., 2013. Dżdżownice (Lumbricidae) w agroekosystemach: wpływ rzeźby terenu, wilgotności gleby oraz upraw na cechy zgrupowań. ZMŚP. XXII Sympozjum Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego: 20-lecie Stacji Bazowej Wigry. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego - aspekty metodyczne, stan aktualny i perspektywy. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Wigierski Park Narodowy, Krzywe: 50-57.

Paprocki R., Lewandowska-Czarnecka A., 2007. Oddziaływanie czynników naturalnych i antropogenicznych na zgrupowania dżdżownic (Lumbricidae) w agroekosystemach na przykładzie Stacji Bazowej w Koniczynce. ZMŚP. Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000. Biblioteka Monitoringu Środowiska: 401-411.

Pazdro Z., Kozerski B., 1990. Hydrogeologia ogólna. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

Podgórski Z., 2000. Antropogeniczne przekształcenie rzeźby terenu środkowej części dorzecza Strugi Toruńskiej. W: G. Wójcika, K. Marciniak (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych. Warszawa: Komitet Naukowy przy Prezydium PAN "Człowiek i Środowisko", Zeszyty Naukowe Polska Akademia Nauk. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN "Człowiek i Środowisko" nr 25: 105-115.

Strzyżewski T., Kejna M., 2014. Bilans wodny zlewni Strugi Toruńskiej w latach 1994-2012 na podstawie modelu SWAT z wykorzystaniem metod GIS. Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Nr 15: 41-50.

Śnieżek T., Degórska A., 2009. Pasywna metoda pomiaru wybranych zanieczyszczeń powietrza na potrzeby oceny jakości powietrza w Polsce. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 10: 19-27.

Uscka J., Kejna M., 2003. Temperatura gruntu w Koniczynce w latach 1994-2001. W: W. Bochenek, E. Gil (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa: Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska: 88-95.

Wojtczak H., 1996. Chemizm wód Strugi Toruńskiej w rejonie Stacji Bazowej Koniczynka, Wyd. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Stacja Bazowa w Koniczynce, Biblioteka Monitoringu Środowiska.

Wojtczak H., 2012. Jakość wód Strugi Toruńskiej w granicach zlewni reprezentatywnej ZMŚP w Koniczynce w latach 1993 – 2010. Wyd. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski, Biblioteka Monitoringu Środowiska.

Woś A., 2010. Klimat Polski w II połowie XX wieku. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.

Wójcik G., 1998. Ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego: stan geoekosystemów Polski w latach 1994-1997, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska: 156-157.

Wójcik G., Marciniak K., (red.), 1996. Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego - Stacja Bazowa w Koniczynce, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 1-272.

Zawadzka O., Markowicz K., Pietruczuk A., Zieliński T., Jarosławski J., 2013. Impact of urban pollution emitted in Warsaw on aerosol properties. Atmospheric Environment 69: 15-28.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI KANAŁU OLSZOWIECKIEGO

Adam Olszewski[1], Maciej Lenartowicz[2], Andrzej Wierzbicki[1]

[1] Kampinoski Park Narodowy
[2] Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Uniwersytet Warszawski

WPROWADZENIE

Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Kampinos jest jednostką organizacyjną Kampinoskiego Parku Narodowego, która stanowi sekcję terenową Działu Nauki i Monitoringu Przyrody. Jej działalność jest ściśle powiązana z zadaniami ochronnymi Parku oraz zagrożeniami, na jakie jest narażona przyroda Puszczy Kampinoskiej.

Do najważniejszych problemów ekologicznych tutejszego terenu należy zaliczyć:

- potencjalne i rzeczywiste zagrożenia, jakie niesie bliskość Warszawy; a więc zarówno wpływ stołecznego przemysłu, silną presję urbanizacyjną jak również nadmierną penetrację szczególnie wschodnich terenów Parku;
- mozaikę własności gruntów wewnątrz Parku, związaną z niedokończonym wykupem gruntów (rozpoczętym w roku 1975);
- niewłaściwą gospodarkę wodną sprowadzającą się do nadmiernego drenażu terenów puszczańskich poprzez błędnie wykonany system melioracyjny. Powoduje to szczególnie w latach z niewielką ilością opadów nadmierne obniżanie zwierciadła wód podziemnych i przez to zanik lub degradację wielu zespołów roślinnych zbiorowisk bagiennych;
- napływ zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego z obszarów, górującej nad terenem Puszczy, Równiny Łowicko-Błońskiej;
- nie do końca rozwiązane problemy gospodarki wodno-ściekowej zarówno Warszawy, jak i otaczających Park miejscowości;
- zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego o charakterze regionalnym (przemysł Warszawy, Łodzi, Sochaczewa, Żyrardowa, Skierniewic, Łowicza i miast położonych głównie wzdłuż południowej granicy Parku) oraz lokalnym (powoli postępująca gazyfikacja okolicznych wsi);
- bardzo duże zagrożenie pożarowe terenów leśnych i łąkowych;
- zaśmiecanie terenów leśnych;
- specyficzny klimat kotliny, w której położona jest Puszcza Kampinoska.

Głównym celem Stacji Bazowej Kampinos jest ocena funkcjonowania ekosystemów leśnych i torfowiskowych w warunkach dopływu zanieczyszczeń

atmosferycznych, napływu wód gruntowych z obszarów intensywnie użytkowanych rolniczo (Równina Łowicko-Błońska) oraz przy okresowym niedoborze wód gruntowych.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Zlewnia badawcza przy Stacji Bazowej ZMŚP Kampinos w całości położona jest na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego, w jego południowo-zachodniej części. Pod względem fizycznogeograficznym Kampinoski Park Narodowy położony jest na Nizinie Środkowomazowieckiej w pradolinie Wisły. Niemal w całości wchodzi w skład mezoregionu Kotlina Warszawska, a jedynie jego południowy skraj sięga na Równinę Łowicko-Błońską i Równinę Warszawską (Kondracki 2009). Według najnowszej klasyfikacji przyrodniczo-leśnej Park zlokalizowany jest w mezoregionie Puszczy Kampinoskiej (IV.8), w obrębie Krainy Mazowiecko-Podlaskiej (Zielony, Kliczkowska 2012). W podziale geobotanicznym Polski Szafera (1977) zaliczono ten obszar do Okręgu Warszawskiego, który położony jest w środkowej części Krainy Mazowieckiej, w Poddziale Pasa Wielkich Dolin, w Dziale Bałtyckim, Prowincji Niżowo-Wyżynnej Środkowoeuropejskiej. Natomiast w podziale geobotanicznym J.M. Matuszkiewicza (1993) omawiany obszar umieszczony został w Dziale Mazowiecko-Poleskim i Krainie Północnomazowiecko-Kurpiowskiej i jako Podokręg Puszczy Kampinoskiej stanowi wyodrębnioną obszarowo jednostkę. Puszcza Kampinoska jest pozostałością dużego kompleksu leśnego, pierwotnie łączącego się z Puszczą Jaktorowską i Bolimowską (Kondracki 2009). Zlewnia reprezentatywna Kanału Olszowieckiego od północy jest ograniczona zwartym pasem wydm z obszarami ochrony ścisłej „Nart" i „Karpaty". Od południa i wschodu jej granicę stanowi krawędź Równiny Łowicko-Błońskiej; na zachodzie sąsiaduje z kotliną „Olszowieckie Błota" i obszarem ochrony ścisłej „Granica". We wnętrzu zlewni znajduje się bagienny obszar ochrony ścisłej „Pożary". W bezpośrednim sąsiedztwie zlewni brak jest zabudowy miejskiej, a z sąsiadujących z nią wsi największe to Kampinos i Leszno. Natomiast na zlewnię niewątpliwie wywierają potencjalny wpływ ośrodki miejskie położone w odległości od kilku (Sochaczew, Błonie) do czterdziestu kilometrów (Warszawa).

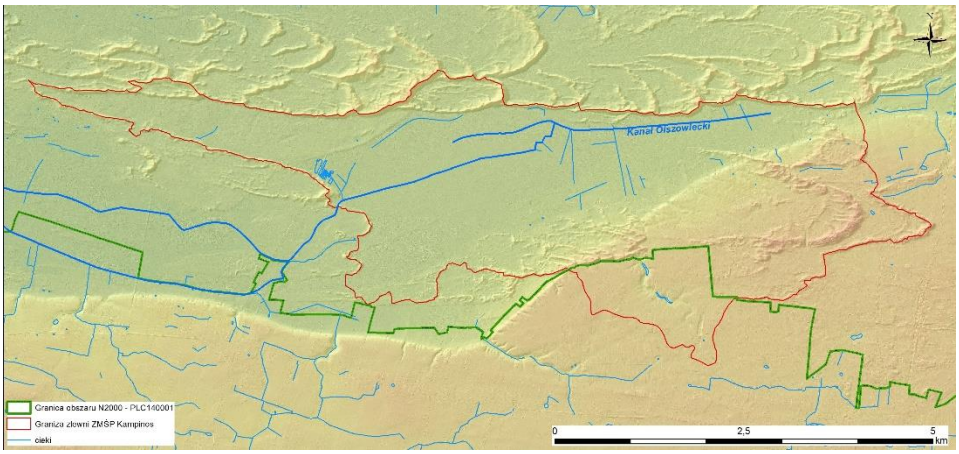
Pod względem administracyjnym zlewnia badawcza ZMŚP Kampinos położona jest na terenie województwa mazowieckiego, na obszarze gmin: Kampinos, Leszno i Leoncin. Stacja Bazowa Kampinos położona jest w dorzeczu Łasicy – prawego dopływu Bzury. Obejmuje ona górną (źródłową) część dorzecza Kanału Olszowieckiego Północnego. Jest to zlewnia IV rzędu w dorzeczu Wisły. Obszar zlewni badawczej Kampinos po profil wodowskazowy w Józefowie wynosi 20,2 km^2, z tego 7,01 km^2 (30%) stanowią obszary powierzchniowo bezodpływowe. W 2015 roku dokonano weryfikacji przebiegu granic zlewni

badawczej wykorzystując dostępne numeryczne modele terenu i oprogramowanie GIS. Po przeprowadzeniu modelowania hydrologicznego w GIS jej powierzchnię oceniono na 21,003 km^2 z czego 8,199 km^2 (39%) stanowią obszary powierzchniowo bezodpływowe. Nowe rozmiary zlewni będą wykorzystywane do obliczeń w odniesieniu do danych hydrologicznych i geochemicznych od 2016 roku. Nie powinny one zmienić znacząco wyników przeliczeń, ponieważ różnica powierzchni zlewni czynnej przed i po weryfikacji nie przekracza 3%.

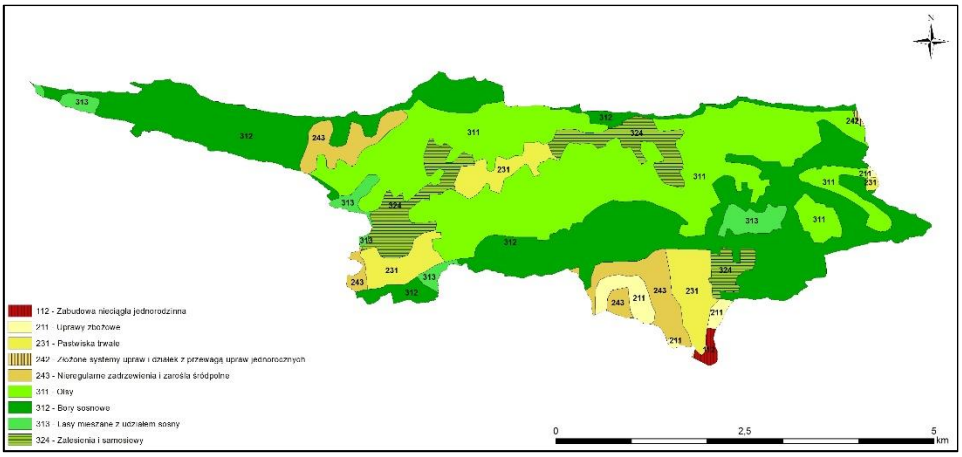
Zlewnia badawcza Stacji Bazowej Kampinos wykorzystuje szerokie, zabagnione obniżenie wypełnione utworami organicznymi, które rozcina Kanał Olszowiecki Północny (*Ryc. 3.6.1*). Jest ono ograniczone od północy zwartym pasem wydm o wysokości względnej przekraczającej 10 m, a bezwzględnej około 80-90 m n.p.m., natomiast od zachodu niższymi, pojedynczymi wydmami, oddzielonymi licznymi zagłębieniami deflacyjnymi. Rzędne wysokościowe dna zagłębienia wahają się nieznacznie od 72,2 do 73,8 m n.p.m. Od południa i wschodu granicę stanowi krawędź Równiny Łowicko-Błońskiej o wysokości względnej dochodzącej do 8 m. Jest ona miejscami erozyjnie porozcinana oraz przykryta wydmami koło wsi Biała i Korfowe, a jej wysokości kształtują się od 75,0 do 103,7 m n.p.m. Maksymalna wysokość terenu w granicach zlewni to 103,92 m n.p.m., minimalna natomiast to 70,61 m n.p.m., co daje deniwelację 33,31 m oraz wysokość średnią równą 79,49 m n.p.m. (w skorygowanych w 2015 roku granicach jest to 79,75 m n.p.m.). Łączna długość sieci rzecznej w zlewni to 15 808 m, co daje gęstość sieci rzecznej na poziomie 0,752 km·km^{-2} w odniesieniu do całkowitej powierzchni zlewni i 1,928 km·km^{-2} w odniesieniu do powierzchni czynnej zlewni topograficznej (z pominięciem obszarów bezodpływowych). Całkowita powierzchnia zbiorników wodnych w zlewni jest niewielka i wynosi 15 856 m^2, co daje jeziorność na poziomie 0,075%. Zróżnicowanie użytkowania ziemi przedstawia rycina 3.6.2. Lesistość zlewni oszacowano w 2012 roku na około 82%. Zlewnia Kanału Olszowieckiego w około 90% znajduje się na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 „Puszcza Kampinoska" PLC140001.

Litologia badanej zlewni jest odbiciem przeszłości geologicznej oraz morfogenezy. Wśród utworów powierzchniowych (rozpatrywanych do głębokości 2 m) dominującą rolę odgrywają piaski luźne, piaski słabo gliniaste oraz piaski słabo gliniaste na piaskach luźnych (około 50% zlewni); ich położenie odpowiada wałom wydmowym oraz odsłoniętym osadom tarasu falenickiego. Utwory piaszczyste budują miejsca wyżej położone. Torfy pokrywają ponad 27% zlewni; można je podzielić wg miąższości: do 50 cm, od 50 do 100 cm i powyżej 100 cm. Obok torfów istotną rolę odgrywają również różnoziarniste piaski słabo gliniaste i gliniaste lekkie oraz mocne pylaste na piaskach luźnych, gliniastych, glinie lekkiej i średniej (około 13%). Budują one obszary położone poniżej strefy krawędziowej Równiny Łowicko-Błońskiej. Mursze spiaszczone na piaskach

luźnych, także mursze i torfy zmurszałe (9,9%) są związane z obrzeżami obniżeń wypełnionych torfami o miąższości ponad 50 cm. Utwory cięższe położone są na Równinie Łowicko-Błońskiej (część południowa) wraz z niewielkimi obszarami pyłów i glin lekkich (1%). Mursze i zmurszałe torfy odpowiadają strefie przejściowej między torfowiskami niskimi i pasami wydmowymi. Mokradła stałe zajmują około 27% zlewni a wraz z mokradłami okresowymi stanowią blisko 37% jej powierzchni.



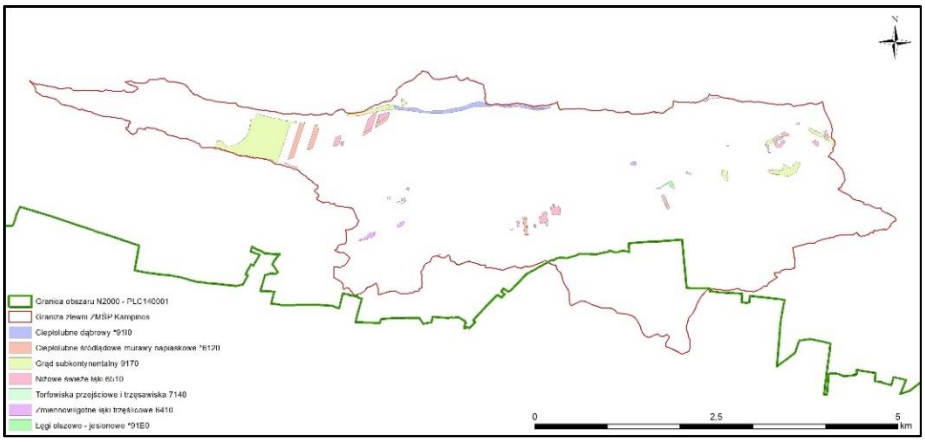
Ryc. 3.6.1. Mapa hipsometryczna zlewni Kanału Olszowieckiego
(źródło: zmozaikowany z danych lidarowych z programu ISOK)



Ryc. 3.6.2. Mapa użytkowania ziemi zlewni Kanału Olszowieckiego

Siedliska wymienione w I Załączniku Dyrektywy Siedliskowej pokrywają 3,8% powierzchni zlewni eksperymentalnej (*Ryc. 3.6.3*). Największą część siedlisk przyrodniczych Natura 2000 stanowią grądy środkowoeuropejskie i śródkontynentalne (2,3% powierzchni całej zlewni). Kolejno malejący udział

powierzchniowy dotyczy także: niżowych łąk użytkowanych ekstensywnie (0,5%), śródlądowych muraw napiaskowych i ciepłolubnych dąbrów (po 0,4%), zmiennowilgotnych łąk trzęślicowych (0,1% p), lasów łęgowych i zarośli wierzbowych oraz torfowisk przejściowych i trzęsawisk (poniżej 0,1%).



Ryc. 3.6.3. Mapa siedlisk przyrodniczych Natura 2000 występujących na obszarze zlewni Kanału Olszowieckiego

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Obserwacje na terenie Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Kampinos w latach 1993-2015 prowadzone były na niemal 100 stanowiskach i powierzchniach badawczych. Większość z nich zlokalizowana była na obszarze zlewni, nieliczne w jej otulinie. Ze względu na występowanie wilgotnych łąk i bagien z reguły stale pokryte wodą stanowiska znajdują się głównie w części zachodniej, w sąsiedztwie profilu zamykającego zlewnię. Przyjęte numery stanowisk odpowiadają poszczególnym programom pomiarowym. W praktyce na części stanowisk prowadzone są badania kilku programów pomiarowych (*Ryc. 3.6.4*). W wieloleciu 1993-2015 realizowano kilkanaście programów pomiarowych.

PROGRAM POMIAROWY METEOROLOGIA – A1

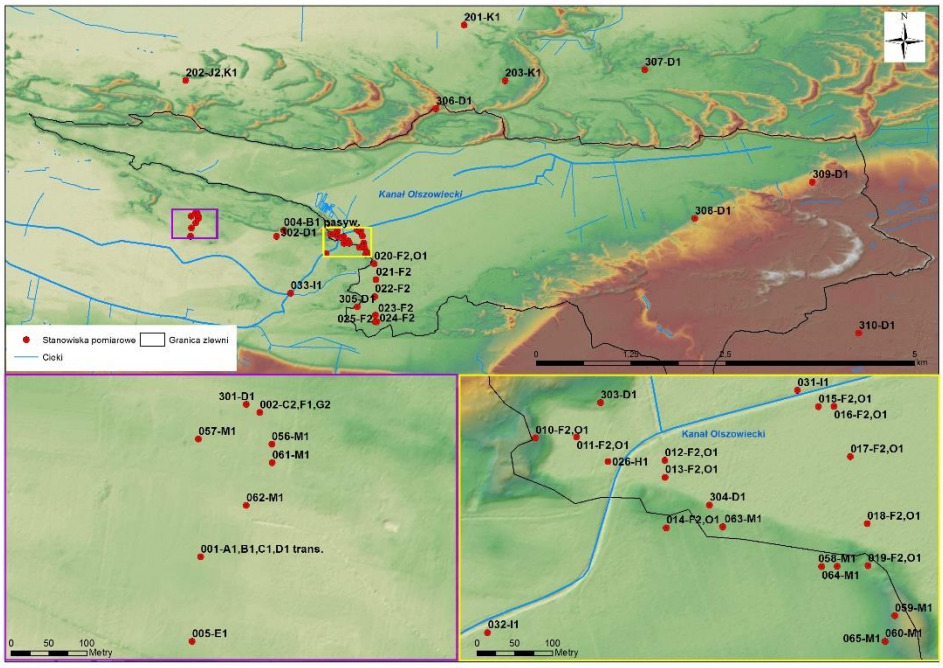
Pomiary parametrów meteorologicznych prowadzone były w miejscowości Granica od 1986 roku. Od 2000 roku są one rejestrowane automatycznie przez stację Vaisala: do 2015 – Milos500, a od 2015 MAWS301. Manualne pomiary dotyczyły tylko wysokości opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej.

PROGRAM POMIAROWY ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA – B1

Pomiar zanieczyszczeń powietrza wykonywany był przez automatyczną stację pomiaru zanieczyszczeń powietrza Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony

Środowiska w Warszawie (międzynarodowy kod: PL0128A), która znajduje się ona na terenie ogródka meteorologicznego w Granicy. Poza tym, prowadzone są pomiary zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną.

Stężenia zanieczyszczeń gazowych powietrza mierzone są w Stacji Bazowej od lutego 1994 roku. Do roku 2001 czerpnia powietrza umieszczona była w zlewni „Pożary". W latach 1994-1998 badano stężenia dwutlenku azotu (pobór próbek do kolbek z płynem pochłaniającym przy pomiarze czasu ekspozycji), dwutlenku siarki, związków siarki i azotu w aerozolach (pobór próbek na filtry pochłaniające z pomiarem ilości przechodzącego powietrza). W latach 1994-1995 próbki zbierane były przez 10 dni w każdym miesiącu, a w latach 1996-1998, co drugi miesiąc. W latach 2000-2001 analizy składu chemicznego powietrza prowadzone były przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną. Próbki pobierane były codziennie do kolbek z płynem pochłaniającym umieszczonych na wylocie aspiratorów. W okresie tym wykonywano analizy $S\text{-}SO_2$, $N\text{-}NO_2$ i pyłu zawieszonego. W roku 2004 w Stacji w Granicy została zainstalowana automatyczna stacja pomiaru zanieczyszczeń powietrza Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie. Pomiar metodą pasywną rozpoczęto w roku 2015.



Ryc. 3.6.4. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk badawczych w zlewni Kanału Olszowieckiego

PROGRAM POMIAROWY CHEMIZM OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH – C1

W latach 1995-2012 analizowano chemizm opadu całkowitego, od 2010 prowadzone są analizy chemiczne opadu mokrego. Próbki opadu mokrego pobierane były za pomocą specjalnego kolektora mokrego opadu, w cyklu tygodniowym. Stanowisko pomiarowe zlokalizowane było na terenie posterunku meteorologicznego w Granicy.

PROGRAM POMIAROWY CHEMIZM OPADU PODKORONOWEGO – C2

Pomiary te wykonywane były w dojrzewającym drzewostanie sosnowym z domieszką gatunków liściastych, m.in. brzozy brodawkowatej na siedlisku boru mieszanego świeżego. Roślinność rzeczywista to zbiorowisko z rzędu mezo- i eutroficznych lasów liściastych oraz borów sosnowych ze związku *Dicrano-Pinion*. Natomiast roślinność potencjalna to grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. W okresie letnim wykorzystywano kolektory umieszczone losowo, natomiast w okresie zimowym były to wiaderka. Stosowano tygodniowy czas ekspozycji.

PROGRAM POMIAROWY METALE CIĘŻKIE I SIARKA W POROSTACH – D1

Pobory prób plech pustułki pęcherzykowatej *Hypogymnia physodes* dokonywano na kilkunastu stanowiskach naturalnych w Kampinoskim Parku Narodowym od 2001 roku. Od 2015 roku wystawiane są także porosty transplantowane.

PROGRAM POMIAROWY CHEMIZM ROZTWORÓW GLEBOWYCH – F1

Program pomiaru chemizmu wód glebowych jest bardzo istotny dla poznania powiązań procesów geohydrochemicznych z ich biologicznymi/ mikrobiologicznymi efektami. W zlewni Kampinos realizację tego programu rozpoczęto w listopadzie 2012 roku.

PROGRAM POMIAROWY WODY PODZIEMNE – F2

Na terenie Stacji Bazowej w Kampinoskim Parku Narodowym program F2 realizowany jest tylko w piezometrach. W zlewni znajduje się 21 punktów badawczych + 1 stanowisko w ogródku meteorologicznym w Granicy. Przystępując w roku 1993 do ustalania charakteru obserwacji prowadzonych przez Stację Bazową ZMŚP Kampinos, za priorytetowe uznano zagadnienia wpływu czynników hydrogoelogicznych na tutejsze systemy ekologiczne. Zakładając sieć punktów pomiarowych przyjęto następujące założenia:

- całkowicie zrezygnowano z prowadzenia obserwacji w studniach gospodarskich;
- instalując piezometry starano się uchwycić zmienność i dużą mozaikowość zbiorowisk roślinnych;
- zwrócono uwagę na ukształtowanie terenu (wydma, obniżony teren bagienny, teren przejściowy, wyniesienia pośród bagien);

- uwzględniono także różnice w sposobie użytkowania gruntu (łąki, tereny leśne z różnymi typami drzewostanów, nieużytki porolne). To założenie uległo pewnej zmianie w całym okresie obserwacyjnym, polegającej na zaprzestaniu wszelkiego typu użytkowania rolniczego (głównie wykaszania).

Ograniczeniem była tu niedostępność większej części obniżenia „Pożary". Z tego względu punkty obserwacyjne umieszczono w sąsiedztwie profilu zamykającego zlewnię. Piezometry umieszczono w dwóch głównych transektach, prostopadłych do osi Kanału Olszowieckiego. W roku 1993 założono 16 stanowisk, w roku następnym dodatkowe – pięć. Dwa stanowiska badają warstwę wodonośną na zróżnicowanych głębokościach, gdyż wyposażono je w piezometry w systemie „multi level". Stany wód podziemnych mierzone są automatycznie przy użyciu MiniDiverów. Pobór prób do analiz chemicznych dokonywany był raz na kwartał.

PROGRAM POMIAROWY OPAD ORGANICZNY – G2

Chwytacze do poboru opadu organicznego są umieszczone na powierzchni, i w jej pobliżu gdzie prowadzony jest monitoring opadu podkoronowego (C2), a opróżniane są na koniec każdego miesiąca. Świeży materiał organiczny dzielony jest na 3 frakcje: organy asymilacyjne - liście, organy asymilacyjne - igły, pozostałe wraz z owocami. Każda z frakcji zostaje zważona. Próby po wysuszeniu i zmieleniu poddawane są analizie chemicznej: organy asymilacyjne (oddzielnie liście i oddzielnie igły) oraz pozostałe.

PROGRAM POMIAROWY WODY POWIERZCHNIOWE RZEKI – H1

Obserwacje wód powierzchniowych prowadzone są w górnej części zlewni Kanału Olszowieckiego od roku hydrologicznego 1994. Stanowisko wodowskazowe położone jest w profilu zamykającym zlewnię od zachodu. Obecnie bardzo duży wpływ na interpretację wyników mają tamy wykonane przez bobry w sąsiedztwie profilu wodowskazowego. Dlatego od początku roku hydrologicznego 2014 pomiary prowadzi się w zmienionej lokalizacji. Wodowskaz został przesunięty o około 200 m w dół cieku. Stan wody uzyskuje się z limnigrafu (od 2014 roku) oraz odczytów z łaty wodowskazowej (P.z. nowego wodowskazu wynosi 71,28 m n.p.m., a starego wynosił 70,00 m n.p.m.), które wykorzystywane są do weryfikacji danych pozyskiwanych w trybie ciągłym. Przepływ określany jest na podstawie krzywej konsumcyjnej (opracowanej na podstawie pomiarów młynkiem hydrometrycznym), która po korekcji uwzględnia działalność bobrów. Próby wody do analiz chemicznych pobierane są raz w miesiącu przy założeniu występowania w tym czasie przepływu.

PROGRAM POMIAROWY STRUKTURA I DYNAMIKA SZATY ROŚLINNEJ – J2

Monitoring stanu fitocenoz na wybranych i trwale oznakowanych 26 powierzchniach odbywa się w cyklu pięcioletnim od roku 1994, kolejne lata to: 1999, 2004, 2009, 2014. Stałe powierzchnie obserwacyjne monitoringu stanu

fitocenoz wielkości 400 m^2, wyjątkowo 100, 200, lub 900 m^2, wytyczone zostały jako kwadrat o boku 20 m, 10 m, 30 m lub prostokąt 10 x 20 m. Jedna powierzchnia stanowi cały obszar w ogrodzeniu stacji meteorologicznej w Granicy i wynosi 1800 m^2. Właściwe zdjęcie fitosocjologiczne jest wykonywane według ogólnie przyjętych zasad. W zdjęciu fitosocjologicznym uwzględnia się wszystkie gatunki roślin naczyniowych (w warstwach drzew, krzewów i runa) oraz mszaki i porosty naziemne. Stosuje się ujednolicone nazewnictwo gatunków (Ochyra, Szmajda 1978; Fałtynowicz 1991, Matuszkiewicz 2001, Mirek i in. 2002). Od 2016 roku założono dodatkową powierzchnię w celu realizacji tego programu na siedlisku boru mieszanego świeżego, prowadzoną zgodnie z nowymi wytycznymi realizacji tego programu pomiarowego.

PROGRAM POMIAROWY MONITORING GATUNKÓW INWAZYJNYCH OBCEGO POCHODZENIA - ROŚLINY – J3

Realizację programu rozpoczęto w roku 2015, jednak powierzchnie badawcze założono dopiero w roku 2016. Wytypowano 6 stanowisk badawczych o powierzchni 100 m^2 każda. Na czterech stanowiskach występowały inwazyjne gatunki roślin obcego pochodzenia - niecierpek drobnokwiatowy, nawłoć kanadyjska i nawłoć późna, a dwa stanowiska były wolne od obcych gatunków i znajdowały się przy stanowiskach z gatunkami inwazyjnymi.

PROGRAM POMIAROWY USZKODZENIA DRZEW I DRZEWOSTANÓW – K1

Program jest realizowany od 2010 roku. Do badań wybrano 3 siedliska leśne spośród tych, których udział jest największy w Kampinoskim Parku Narodowym. Są to bór świeży (sosnowy), bór mieszany świeży (dębowo-sosnowy) oraz ols. W obrębie każdego siedliska wybrano po 20 drzew dominującego gatunku (40 sosen pospolitych *Pinus sylvestris* i 20 olsz czarnych *Alnus glutinosa*). Drzewa są oznaczone na stałe, w sposób nie uszkadzający pni. Obserwacje zdrowotności organów asymilacyjnych wykonywane są co roku: w lipcu w przypadku gatunków zrzucających liście/igły, we wrześniu-październiku – gatunków iglastych.

PROGRAM POMIAROWY EPIFITY NADRZEWNE – M1

Na terenie zlewni Kanału Olszowieckiego program realizowany jest od 2002 roku. W latach 2001-2014 monitorowane były: pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*, mąkla tarniowa *Evernia prunastri*, mąklik otrębiasty *Pseudoevernia furfuracea*, tarczownica bruzdkowana *Parmelia sulcata*. W sierpniu 2015 roku dokonano wyboru 10 nowych powierzchni badawczych, na których pomiar wykonuje się według zmienionych zasad. Usytuowane są one na czterech gatunkach drzew: dąb, osika, brzoza i lipa. Do monitoringu w Stacji Bazowej w Puszczy Kampinoskiej obecnie wytypowano dwa gatunki porostów: pustułkę pęcherzykowatą *Hypogymnia physodes* i tarczownicę bruzdkowaną *Parmelia sulcata*.

PROGRAM POMIAROWY FAUNA EPIGEICZNA – O1

Monitoring fauny epigeicznej wykonywany był przez entomologów z Katedry Ochrony Lasu Wydziału Leśnego SGGW pod kierunkiem Prof. Sławomira Mazura. Prace te rozpoczęto w 1998 roku od obserwacji rodziny mrówkowatych i sprężykowatych. Od 1999 dodano kolejne 4 rodziny: biegaczowate, kusakowate, marnikowate i pająki. Celem prowadzonych badań jest śledzenie zmian składu gatunkowego i liczebności wybranych rodzin stawonogów zachodzących pod wpływem zmian abiotycznych i biotycznych w zlewni. Wyniki obserwacji prowadzonych przez wiele lat pozwolą na objaśnienie sposobu, w jaki żywe organizmy reagują na zmiany zachodzące w środowisku oraz jakie są kierunki i natężenie zmian zachodzących w strukturach zgrupowań bezkręgowców. W 18 miejscach położonych w pobliżu wybranych piezometrów co roku wiosną ustawiane są pułapki STN (zmodyfikowana pułapka Barbera). Zbiór materiału faunistycznego wykonywany był co miesiąc od wiosny (zazwyczaj od kwietnia) do jesieni (zazwyczaj do października). Prace zakończono w roku 2014.

SPECJALISTYCZNY PROGRAM POMIAROWY MALAKOFAUNA

Celem monitoringu na bagnach Stacji Bazowej ZMŚP Kampinos w latach 2008, 2009, 2011 i 2014 było ustalenie składu zespołów mięczaków oraz określenie zmian w składzie zgrupowań malakofauny kształtowanych wpływem wilgotności siedlisk. Istotą monitoringu mięczaków jest określenie zmian warunków hydrogeologicznych siedlisk na podstawie cech wskaźnikowych mięczaków i zmian malakocenoz. Mięczaki należą do bardzo czułych biowskaźników stanu środowiska przyrodniczego, szczególnie na siedliskach bagiennych i torfowisk węglanowych. Badania malakofauny na terenie zlewni Kanału Olszowieckiego przeprowadzono standardową metodą ilościową Øeklanda (1930). Łącznie w latach 2008, 2009, 2011 i 2014 zebrano 14 183 okazy należące do 79 gatunków mięczaków.

ANALITYKA LABORATORYJNA I PROCEDURY WALIDACJI DANYCH POMIAROWYCH

Co roku analizowany był chemizm następujących próbek:

- opadów atmosferycznych z otwartej przestrzeni C1, pobierane jako próbki dobowe opadów mokrych do oznaczania odczynu, przewodności elektrolitycznej właściwej i głównych jonów oraz do oznaczania zawartości metali ciężkich; wyniki zostały uśrednione do wartości miesięcznych (jako średnie ważone wysokością opadów);
- opadów podkoronowych C2, pobierane jako próbki miesięczne do kolektorów opadu podkoronowego, rozmieszczonych w drzewostanie sosnowym z domieszką brzozy brodawkowatej i dębu szypułkowego; analizy chemiczne przeprowadzono dla miesięcznych próbek zlewanych;

- roztworów glebowych F1, pobieranych z lizymetrów. Po dwa z głębokości 15 cm i 60 cm;
- wód podziemnych F2, pobieranych z sieci 16 piezometrów;
- wód powierzchniowych H1 – z kanału Olszowieckiego w profilu zamykającym zlewnię ZMŚP Kampinos w czasie trwania przepływu;
- opadu organicznego G2, pobieranych w próbach miesięcznych z kolektorów w drzewostanie sosnowym z domieszką liściastą.

W ostatnich latach analizy chemiczne wykonywało Centralne Laboratorium Monitoringu Środowiska IOŚ – PIB w Warszawie, z wyjątkiem analiz chemicznych zanieczyszczeń powietrza wykonywanych przez WIOŚ w Warszawie. Metody stosowane do przygotowania próbek zestawiono w tabeli 3.6.1.

Stosowane były m.in. następujące procedury walidacji danych:

- stosunki jonowe,
- metoda bilansu jonowego,
- porównanie przewodności elektrolitycznej zmierzonej z obliczoną na podstawie stężeń składników jonowych,
- wyliczenie znanych z literatury współczynników przeliczeniowych.

Wszystkie próbki pobierano do czystych pojemników/butelek chemicznie obojętnych. Analiza chemiczna w laboratorium własnym odbywała się częściowo w terenie (tlen rozpuszczony, przewodność, pH i temperatura), a próbki do oznaczenia pozostałych próbek przechowywane były w lodówce (lub, był taki wymóg ze strony IOŚ, w zamrażarce). Transport próbek do Laboratorium Monitoringu Środowiska IOŚ w Warszawie wykonywano raz, rzadziej dwa razy w miesiącu. Próbki z F2 zazwyczaj zawożono następnego dnia po pobraniu.

Tab. 3.6.1. Stosowane metody przygotowania próbek powietrza, wody, opadu organicznego i analityki laboratoryjnej w Stacji Bazowej Kampinos

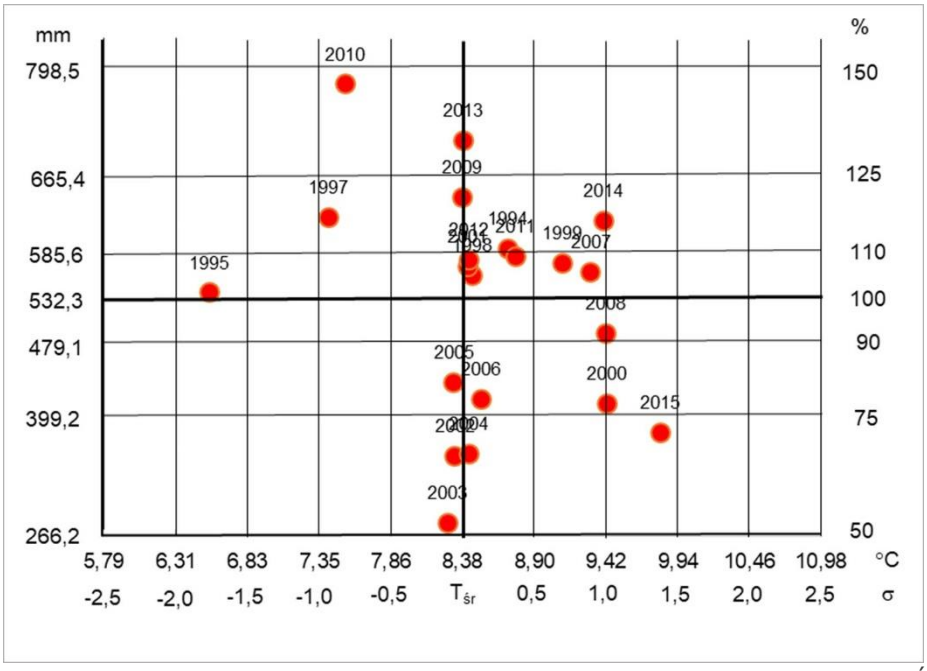
Rodzaj próbki (1)	Parametr (2)	Wstępne przygotowanie próby (3)	Metoda analityczna (4)	Laboratorium (5)
zanieczyszczenia powietrza	siarka w dwutlenku siarki	metoda automatyczna	fluorescencja w nadfiolecie	WIOŚ Warszawa
zanieczyszczenia powietrza	azot w tlenkach azotu	metoda automatyczna	chemilumi-nescencja	WIOŚ Warszawa
zanieczyszczenia powietrza	ozon	metoda automatyczna	fotometria w nadfiolecie	WIOŚ Warszawa
zanieczyszczenia powietrza	pył zawieszony	półautomatyczna	wagowa	WIOŚ Warszawa
opad atmosferyczny, opad podkoronowy, wody powierzchniowe, roztwory glebowe, wody podziemne	odczyn	Metoda automatyczna	potencjo-metria	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB

Rodzaj próbki (1)	Parametr (2)	Wstępne przygotowanie próby (3)	Metoda analityczna (4)	Laboratorium (5)
opad atmosferyczny, opad podkoronowy, wody powierzchniowe (rzeki), roztwory glebowe, wody podziemne	przewodność elektrolityczna właściwa	filtracja	kondukto-metria	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
opad atmosferyczny, opad podkoronowy	siarka siarczanowa, azot azotanowy, chlorki	filtracja	chromatografia jonowa	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
wody powierzchniowe (rzeki), roztwory glebowe, wody podziemne	siarka siarczanowa, azot azotanowy, chlorki	filtracja	chromatografia jonowa	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
opad atmosferyczny, opad podkoronowy, spływ po pniach, wody powierzchn., roztwory glebowe, wody podziemne	azot amonowy	filtracja	spektrofoto-metria	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
opad atmosferyczny	sód, potas, wapń, magnez	filtracja przez filtr membranowy o średnicy 0,45 μm	spektrometria emisyjna ze wzbudzeniem plazmowym	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
opad podkoronowy, spływ po pniach, wody powierzch. (rzeki), roztwory glebowe, wody podziemne	sód, potas, wapń, magnez	mineralizacja poprzez naświetlanie UV	spektrometria emisyjna ze wzbudzeniem plazmowym	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
wody powierzchniowe (rzeki), roztwory glebowe, wody podziemne	fosfor	filtracja, mineralizacja poprzez naświetlanie UV	spektrometria emisyjna ze wzbudzeniem plazmowym	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
wody pomierzch. (rzeki), roztwory glebowe, wody podziemne	wodorowęglany	filtracja	miareczko-wanie wobec oranżu metylowego	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
wody pomierzch. (rzeki), wody podziemne	BZT_5	inkubacja w okresie 5 dni	elektrochemia	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
materiał organiczny (igły, liście i pozostałe z owocami)	masa świeża, masa sucha		wagowa	laboratorium własne Stacji Kampinos
materiał organiczny (igły, liście, pozostałe)	sód, potas, magnez, wapń, mangan, cynk, bor, molibden, ołów, kadm	mineralizacja w mieszaninie kwasów (solny, azotowy i borowy), fluorowodoru i H_2O_2	plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB

Rodzaj próbki (1)	Parametr (2)	Wstępne przygotowanie próby (3)	Metoda analityczna (4)	Laboratorium (5)
materiał organiczny (igły, liście, pozostałe)	siarka ogólna, fosfor ogólny		plazma wzbudzona indukcyjnie, spektrometria emisyjna atomowa	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
materiał organiczny (igły, liście, pozostałe)	azot ogólny		metoda Kjeldahla	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB
materiał organiczny (igły, liście, pozostałe)	całkowity węgiel organiczny		aparat TOC	Laboratorium Monitoringu Środowiska, IOŚ-PIB

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

Poszczególne elementy meteorologiczne charakteryzowały się dużą zmiennością zarówno w skali miesięcy, jak i poszczególnych lat. Zestawiono je w tabeli 3.6.2. oraz na zaprezentowano rycinie 3.6.5.



Ryc. 3.6.5. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji ZMŚP Kampinos w okresie 1994-2015

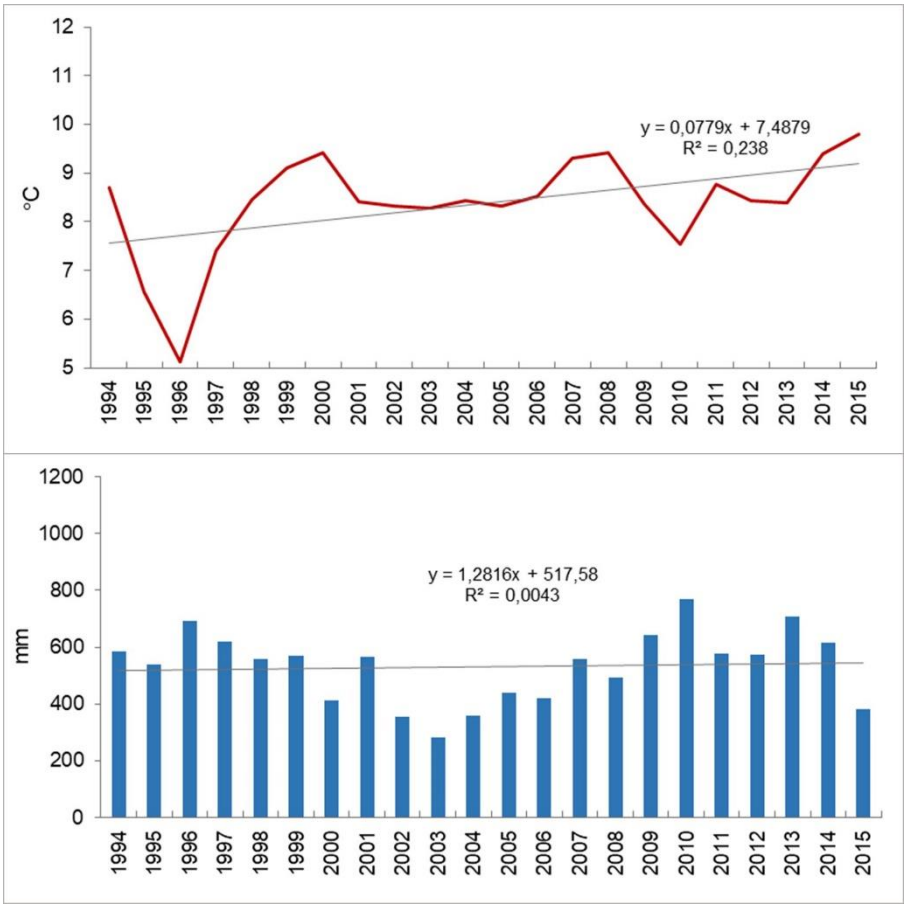
Średnie roczne usłonecznienie w badanym wieloleciu wyniosło 1840,7 godzin; najwyższe wartości miesięczne, powyżej 250 godzin występowały od maja do lipca. Średnie roczne promieniowanie całkowite to ponad 3800 $MJ \cdot m^{-2}$ z najwyższymi wartościami w czerwcu i lipcu. Średnia roczna temperatura powietrza w wieloleciu 1994-2015 wyniosła 8,6ºC, najcieplejszym rokiem był 2007 (9,9ºC), a najzimniejszym 1996 (6,8ºC). Najcieplejszym miesiącem okazał się lipiec ze średnią 19,6°C, a najchłodniejszym styczeń -1,7°C. Maksymalne wartości temperatury powietrza przekraczały 30°C w okresie od kwietnia do września, a najwyższą wartość (37,3°C) zanotowano dwukrotnie: 23 VI 2000 roku i 8 VIII 2015 roku. Ujemne wartości temperatury powietrza występowały w okresie od września do maja. Najniższa temperatura w wieloleciu 1994-2015 to -32,3°C (23 I 2006). Przygruntowe przymrozki pojawiały się przez cały rok. W okresie badawczym zarysowała się minimalna tendencja wzrostowa średnich rocznych wartości temperatury powietrza (*Ryc. 3.6.6*).

Tab. 3.6.2. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Kampinos w okresie 1994-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	39,6	23,5	33,0	60,6	135,5	203,1	254,1	267,2	283,6	248,2	183,5	108,7	1840,7
SOL_T_S	[$MJ \cdot m^{-2}$]	94,9	86,4	72,0	126,7	281,0	413,9	544,2	572,4	579,8	510,2	325,8	193,5	3800,8
TA_$X_{max\ abs}$	[°C]	19,7	14,3	12,8	14,5	22,9	31,2	31,8	37,3	36,2	37,3	35,6	25,7	37,3
TA_X_{max}	[°C]	6,3	1,7	0,8	2,3	7,7	15,1	20,1	23,2	25,4	25,4	19,1	12,9	13,3
TA_D	[°C]	3,6	-0,5	-1,7	-0,6	3,0	8,9	14,1	17,2	19,6	18,4	13,3	8,3	8,6
TA_N_{min}	[°C]	0,6	-3,8	-5,3	-5,0	-1,4	2,1	6,9	10,6	12,9	12,0	7,4	3,1	3,3
TA_$N_{min\ abs.}$	[°C]	-16,3	-29,2	-27,8	-26,0	-18,5	-9,0	-5,4	1,6	4,3	2,7	-1,7	-10,8	-29,2
TA_$G_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-2,3	-5,4	-6,0	-5,6	-3,6	-0,1	4,2	7,7	9,7	8,2	3,8	-0,2	0,9
TA_$G_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-18,5	-32,6	-25,1	-25,7	-21,5	-10,0	-8,9	-2,1	-0,3	-0,3	-8,3	-11,4	-32,6
T_$S_{5\ cm}$	[°C]	4,6	1,0	0,2	0,0	3,1	9,5	15,8	19,5	22,2	20,6	14,9	8,6	10,0
T_$S_{20\ cm}$	[°C]	5,5	2,1	1,0	0,7	3,2	9,1	15,1	18,8	21,4	20,3	15,3	9,5	10,2
T_$S_{50\ cm}$	[°C]	7,4	4,2	2,7	2,2	3,5	8,1	13,2	16,7	19,2	19,3	15,8	11,3	10,3
HH	[%]	85	84	82	80	72	65	67	69	70	71	77	80	75
RR_T	[mm]	37,0	36,6	37,3	31,3	33,0	39,5	55,3	62,6	88,9	66,8	43,7	35,6	567,5
SC_H	[cm]		15	37	28	12							12	37
PRES	[hPa]	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
WIV	[$m \cdot s^{-1}$]	1,4	1,5	1,7	1,5	1,6	1,4	1,3	1,2	1,1	1,0	1,0	1,3	1,3

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

Średnia wilgotność względna powietrza wyniosła 75%. Najwyższa była w miesiącach zimowych od listopada do lutego, natomiast najniższa od kwietnia do czerwca. Średnia roczna suma opadów dla wielolecia 1994-2015 wyniosła 567,5 mm. Najwyższy opad zanotowano w roku hydrologicznym 2011 - 726,9 mm a najniższy w roku 2000 - 404,9 mm. Miesiącem z najwyższymi opadami był lipiec - średnia suma to 88,9 mm, a najniższą wartość notowano w lutym (31,3 mm). Najwyższe miesięczne opady odnotowano w sierpniu 2006 roku - 231,5 mm. Z kolei najniższe w listopadzie 2011 (0,6 mm) (*Tab. 3.6.4*). Zdarzały się w różnych latach miesiące o bardzo niskich opadach poniżej 5 mm. Były to zwykle wrzesień, październik lub listopad. W całym okresie obserwacyjnym opady nie wykazały wyraźnej tendencji wzrostowej ani spadkowej, chociaż w latach 2000-2008 były znacznie niższe niż w latach 1994–1999 i 2009–2014 (*Ryc. 3.6.6*). Okresy zimowe charakteryzowały się niewielką ilością opadów śniegu. Najwyższa pokrywa śnieżna to 37 cm (25-29 I 2013).



Ryc. 3.6.6. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1994-2015

Położony w Kotlinie Warszawskiej obszar Puszczy Kampinoskiej charakteryzuje się stosunkowo słabym wiatrem i dużą liczbą cisz. Średnia prędkość wiatru w stacji w Granicy wyniosła zaledwie 1,3 $m \cdot s^{-1}$ (*Tab. 3.6.2*).

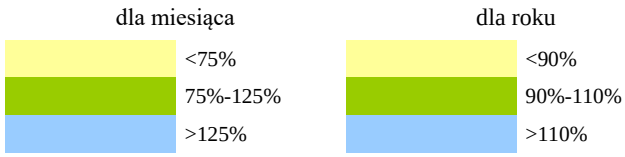
Tab. 3.6.3. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP Kampinos w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	-2,8	1,5	2,1	-2,7	3,6	9,1	12,4	16,0	21,2	18,0	14,0	6,1	8,2
1995	3,5	1,2	-1,3	3,0	2,7	7,9	12,4	17,5	20,1	17,7	12,5	10,1	8,9
1996	-11,3	-12,7	-11,1	-10,6	-1,9	7,2	14,9	16,9	16,6	18,4	9,7	5,4	3,5
1997	3,5	-7,6	-5,6	-2,0	1,9	5,0	13,3	17,3	18,7	19,3	12,7	5,3	6,8
1998	2,9	0,1	0,2	3,3	2,3	10,0	14,6	19,9	18,8	16,5	12,9	6,4	9,0
1999	-1,1	-2,4	-0,3	-1,1	4,9	9,8	14,5	18,4	21,2	17,8	15,1	7,6	8,7
2000	1,6	-0,3	-1,1	1,7	3,7	12,8	15,0	18,2	16,9	17,0	10,6	10,5	8,9
2001	6,1	1,7	-0,1	-0,7	2,3	7,9	14,4	15,1	20,6	19,2	12,1	11,3	9,2
2002	2,7	-3,8	-0,8	2,7	3,7	7,6	14,5	17,1	20,4	18,9	11,8	6,1	8,4
2003	4,3	-6,4	-2,6	-4,8	2,8	7,3	15,4	17,7	20,0	18,3	13,2	5,4	7,6
2004	5,2	1,4	-5,0	0,5	3,9	8,5	12,1	15,8	17,7	18,7	13,0	10,0	8,5
2005	3,9	2,0	1,3	-2,7	0,0	8,6	13,3	15,8	19,9	17,0	14,7	8,8	8,6
2006	3,2	-0,1	-8,7	-2,8	-0,8	8,0	13,5	17,3	22,5	17,6	15,4	10,4	8,0
2007	5,8	4,0	3,7	-1,0	6,6	9,0	15,0	18,5	18,4	18,6	12,9	7,7	9,9
2008	1,8	0,5	1,1	3,1	3,8	8,8	13,3	17,8	19,0	17,9	12,4	9,6	9,1
2009	5,1	1,1	-3,4	-0,6	2,8	10,4	12,9	15,8	19,3	17,7	14,5	6,5	8,5
2010	5,7	-1,1	-8,2	-1,9	3,7	9,0	13,1	17,2	21,2	19,0	12,0	5,5	7,9
2011	5,3	-5,5	-0,5	-3,8	2,9	10,6	13,7	18,3	17,8	18,1	13,0	8,3	8,2
2012	2,7	2,6	-0,9	-6,4	4,3	9,0	15,0	16,9	20,0	18,2	14,0	7,8	8,6
2013	5,9	-2,7	-3,3	-0,5	-1,9	6,6	15,2	18,0	19,1	18,3	11,4	9,6	8,0
2014	5,4	2,7	-2,6	1,4	6,3	10,2	13,9	15,8	21,0	17,5	14,4	9,1	9,6
2015	4,9	0,9	1,4	0,8	4,9	8,4	12,9	16,6	19,2	21,7	14,6	6,9	9,4
średnia	2,9	-1,0	-2,1	-1,1	2,8	8,7	13,9	17,2	19,5	18,2	13,0	7,9	9,8

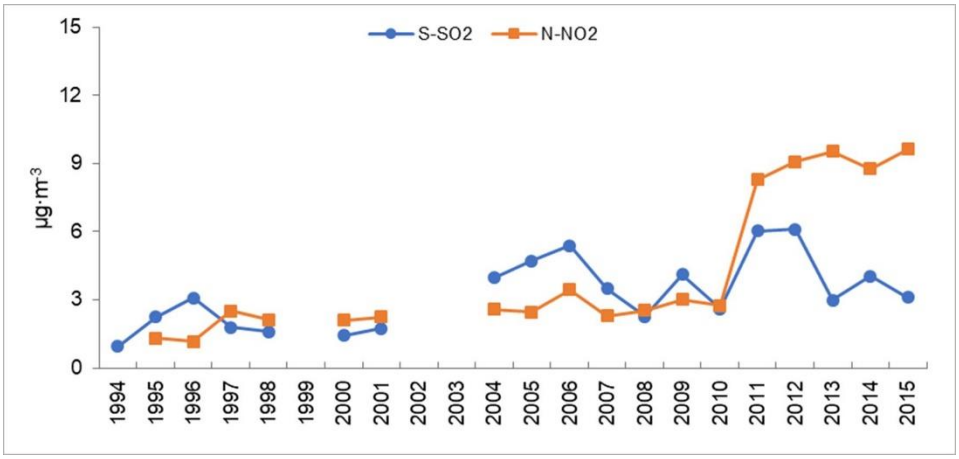


Tab. 3.6.4. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP Kampinos w okresie 1994-2015

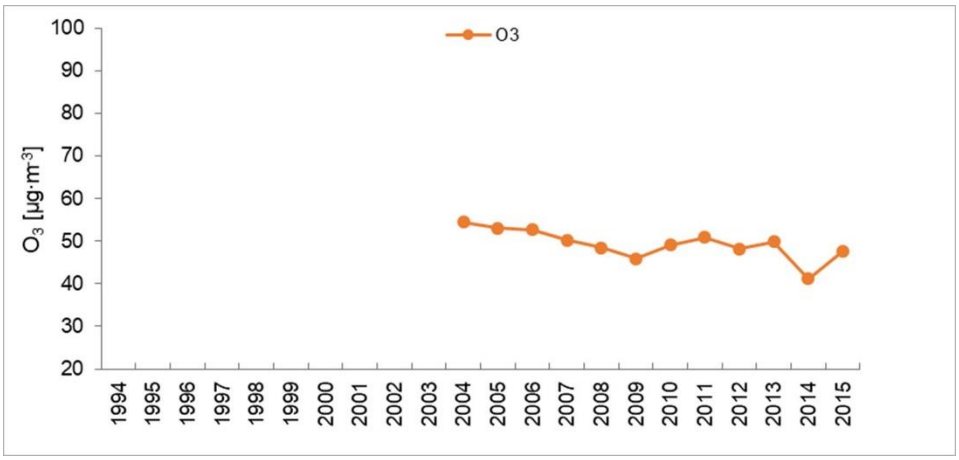
Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	25,0	63,4	34,1	9,5	54,4	86,9	62,8	7,1	45,0	59,0	65,6	77,7	590,5
1995	32,7	50,6	16,1	20,7	29,7	35,9	47,5	68,7	38,7	67,8	171,5	28,0	607,9
1996	4,3	8,1	28,0	17,2	36,7	23,3	41,6	44,4	186,9	98,3	104,6	68,8	662,2
1997	23,5	20,0	12,5	24,1	23,7	30,2	75,7	89,1	207,9	26,7	35,0	16,3	584,7
1998	59,2	20,5	29,6	41,7	36,0	60,3	35,3	96,0	76,3	57,0	1,0	59,2	572,1
1999	32,6	31,4	16,9	42,3	18,5	79,5	47,6	162,8	42,9	19,6	28,2	39,9	562,2
2000	51,8	19,6	34,0	20,0	47,7	3,0	20,6	5,5	136,4	44,0	17,8	4,5	404,9
2001	48,0	32,4	19,0	21,2	34,0	65,2	45,2	72,2	101,4	38,2	95,0	31,8	603,6
2002	23,4	19,0	34,2	70,1	39,6	9,8	31,6	5,2	3,6	24,6	16,6	76,8	354,5
2003	40,4	3,2	24,2	7,4	11,4	20,8	59,6	24,0	53,4	1,8	0,0	2,2	248,4
2004	38,4	37,6	31,8	49,8	3,7	5,2	31,2	59,8	53,4	29,0	14,2	27,6	381,7
2005	38,4	13,6	28,2	30,8	39,8	15,2	56,6	27,6	88,8	11,6	23,6	4,0	378,2
2006	27,0	84,4	28,3	41,5	14,8	8,5	53,4	51,3	1,5	119,7	21,7	12,4	464,5
2007	42,2	23,0	91,4	34,2	32,4	17,9	56,6	61,3	73,7	63,8	42,9	43,4	582,8
2008	28,8	13,3	70,6	26,5	40,2	26,5	31,7	13,9	61,5	74,2	47,8	28,7	463,7
2009	27,4	42,9	25,1	34,3	55,3	8,0	70,8	117,3	93,7	75,4	15,7	53,2	619,1
2010	44,6	49,0	39,9	33,5	27,3	24,0	132,5	54,9	112,1	98,3	53,7	3,6	673,4
2011	133,1	55,8	28,9	19,3	12,9	40,5	40,0	57,9	231,1	78,7	14,6	14,1	726,9
2012	0,6	38,9	54,5	34,3	24,0	57,9	54,4	71,0	65,8	65,6	33,3	45,3	545,6
2013	33,4	34,3	55,6	34,4	35,3	52,2	119,6	118,9	32,4	94,7	68,5	32,5	711,8
2014	38,1	24,1	54,8	21,3	36,1	54,7	67,4	84,3	88,2	82,4	19,0	4,5	574,9
2015	22,8	81,6	27,4	10,4	34,4	36,2	41,3	20,4	46,7	9,6	39,6	48,6	419,0
średnia	37,1	34,9	35,7	29,3	31,3	34,6	55,6	59,7	83,7	56,4	42,3	32,9	533,3



Stężenia S-SO_2 w powietrzu od roku 2006 (kiedy osiągnęły wartość najwyższą) charakteryzują się tendencją spadkową. Z kolei stężenia N-NO_2 wykazują fluktuacje i najwyższe były również w roku 2006. Stężenie ozonu malało od roku 2004 do 2009, potem nastąpił ich nieznaczny wzrost i w latach 2009-2013 utrzymywały się na zbliżonym poziomie. W latach 2014-2015 nastąpił skokowy spadek a potem wzrost stężenia ozonu. W roku 2013 taki gwałtowny spadek dotyczył S-SO_2. W tym czasie stężenie N-NO_2 pozostawało względnie stabilne (*Ryc. 3.6.7* i *Ryc. 3.6.8*).

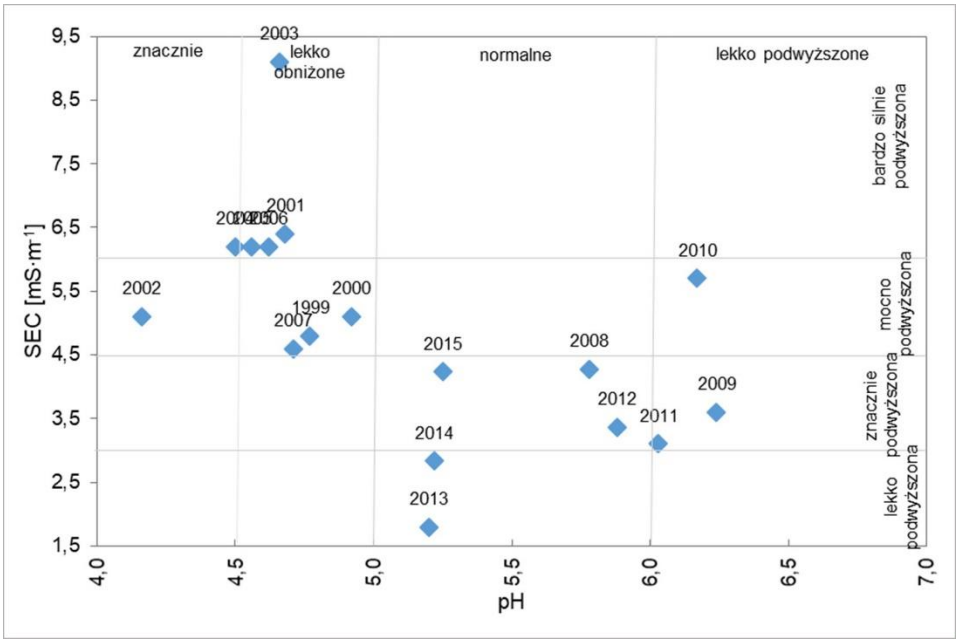


Ryc. 3.6.7. Stężenie średnie roczne dla S-SO_2 i N-NO_2 w wieloleciu 1994-2015. Od 2004 wyniki pomiaru metodą automatyczną

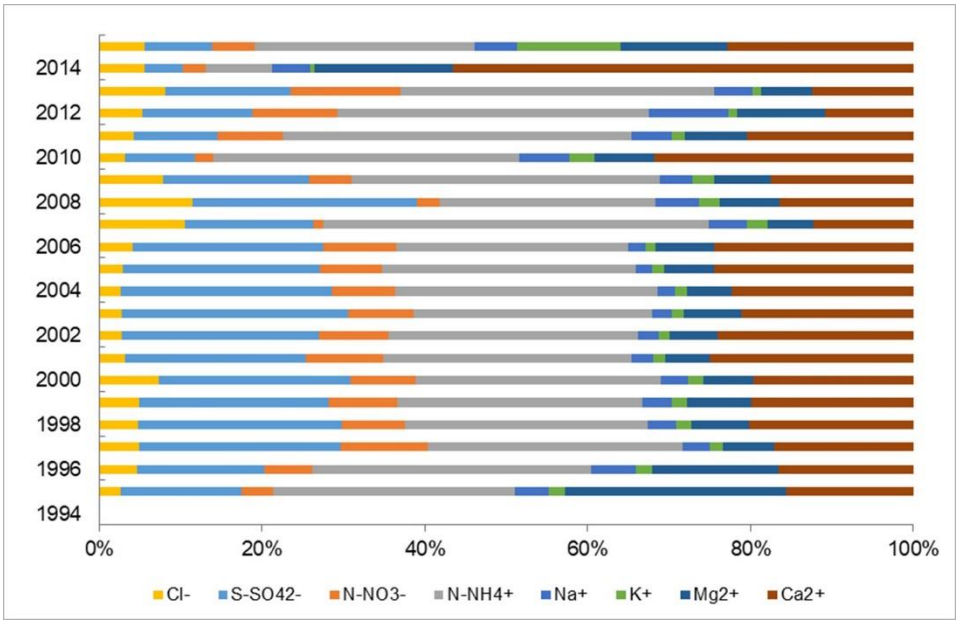


Ryc. 3.6.8. Stężenie średnie roczne dla O_3 w wieloleciu 1994-2015

W latach 1999-2007 odczyn opadu atmosferycznego był z reguły lekko obniżony, a od roku 2008 normalny lub lekko podwyższony. Najniższą wartość osiągnął w roku 2002 a najwyższą w roku 2009. Przewodność elektrolityczna była co najmniej lekko podwyższona. Najwyższą wartość, ponad 9 $mS \cdot m^{-1}$ zanotowano w roku 2003, co zbiegło się z minimum opadowym w badanym wieloleciu, a najniższą w roku 2013, który był drugim pod względem wysokości sumy rocznej opadu rokiem w latach 1994-2015 (*Ryc. 3.6.9* i *Ryc. 3.6.11*). Obserwuje się tendencję spadkową przewodności elektrolitycznej opadu po 2003 roku oraz generalny wzrost wartości pH w całym wieloleciu (z pewnymi fluktuacjami).

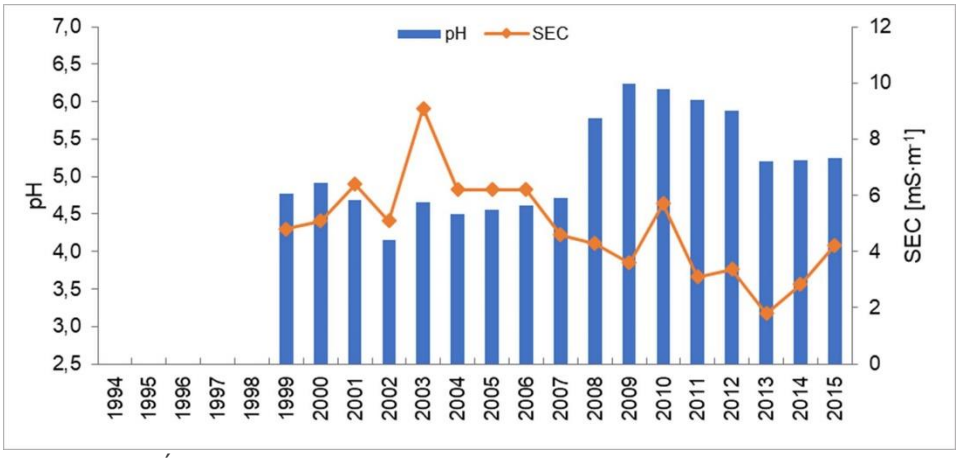


Ryc. 3.6.9. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa w wieloleciu 1999-2015



Ryc. 3.6.10. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni z wielolecia 1994-2015

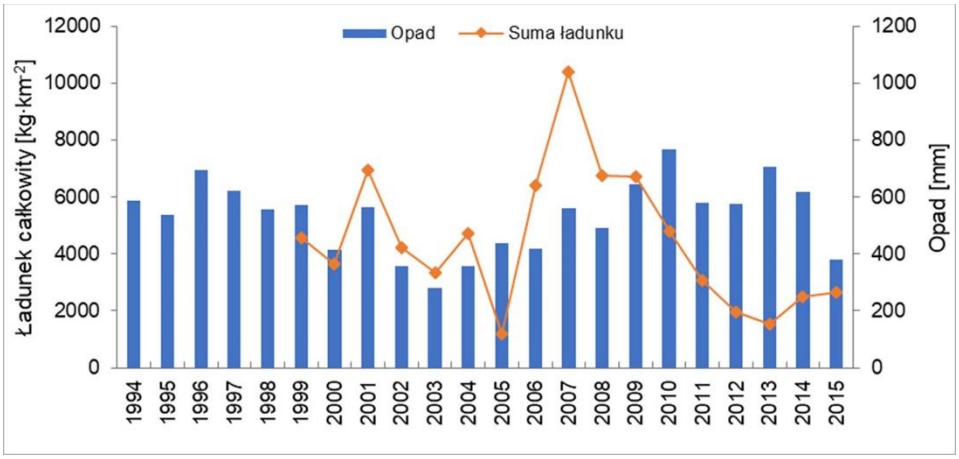
Głównym składnikiem opadu były aniony siarczanowe. Ponadto, obserwowano duże ilości jonów wapnia i obu form azotu (*Ryc. 3.6.10*). Z biegiem lat dominacja anionu siarczanowego słabła na korzyść jonów związanych z azotem i wapniem. Na względnie niezmiennym poziomie pojawiały się jony chlorkowe. W ostatnim roku wielolecia 1994–2015 zauważono największy w tym okresie udział jonów potasowych w wodzie opadowej. Udział jonów $S\text{-}SO_4$, który w suchych latach 2003 i 2004 przekraczał 40% spadł w 2015 roku (również suchym) poniżej 20%. Z kolei jony $N\text{-}NH_4$ oraz $N\text{-}NO_2$ miały sumaryczny udział bliski 40%. Zwykle dominował jon $N\text{-}NH_4$ (szczególnie w latach 1995, 1997, 2007, 2010, 2011 i 2015). Wydaje się, że względnie stabilny pozostawał udział jonów Cl, który był największy (około 15%) w latach 2007–2008. Podobną prawidłowość obserwowano w przypadku jonu Ca, jednak jego udział w latach 2010 i 2014 był nieproporcjonalnie wysoki (odpowiednio ponad 25% i blisko 50%). W 2015 roku znaczny udział w wodach opadowych miał jon K. Ostatnie lata wielolecia tzn. 2014 i 2015 najbardziej wyróżniały się pod względem struktury składników opadu atmosferycznego od lat pozostałych.



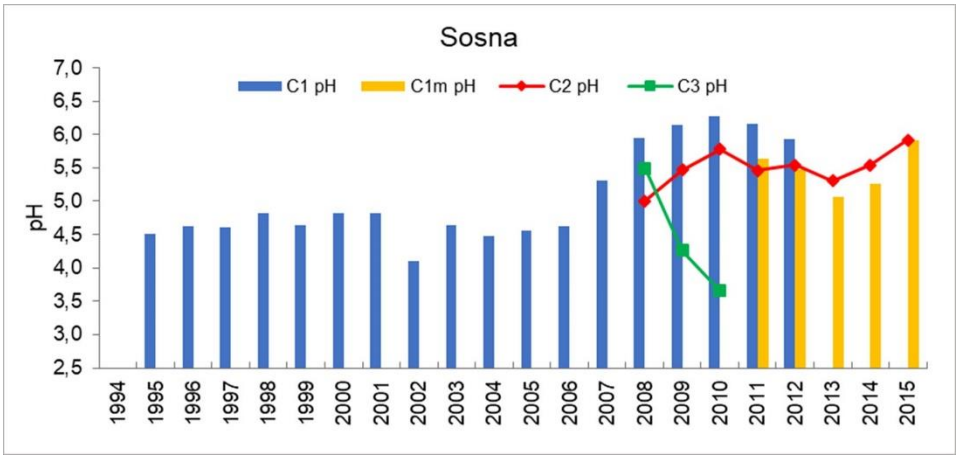
Ryc. 3.6.11. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej z wielolecia 1994-2015

Od minimum opadowego w 2003 roku obserwowano stałą tendencję wzrostową sum rocznych opadu przy zmniejszaniu się ładunku jonów, aż do 2013 roku. W latach 2014 i 2015 ładunek jonów lekko się zwiększa wraz ze spadkiem sum rocznych opadu. Jest to najprawdopodobniej wynik spadającego stężenia $S\text{-}SO_4$ i jego udziału w strukturze składu chemicznego wód opadowych (*Ryc. 3.6.10*). Zdaje się to również potwierdzać spadające przewodnictwo elektrolityczne opadu i wzrastająca wartość pH (*Ryc. 3.6.11*). Sumaryczny ładunek jonów wnoszony z opadem do zlewni pozostaje w bezpośrednim

związku ze zmiennością sum rocznych opadu i stężenia poszczególnych jonów w wodzie opadowej (*Ryc. 3.6.12*).



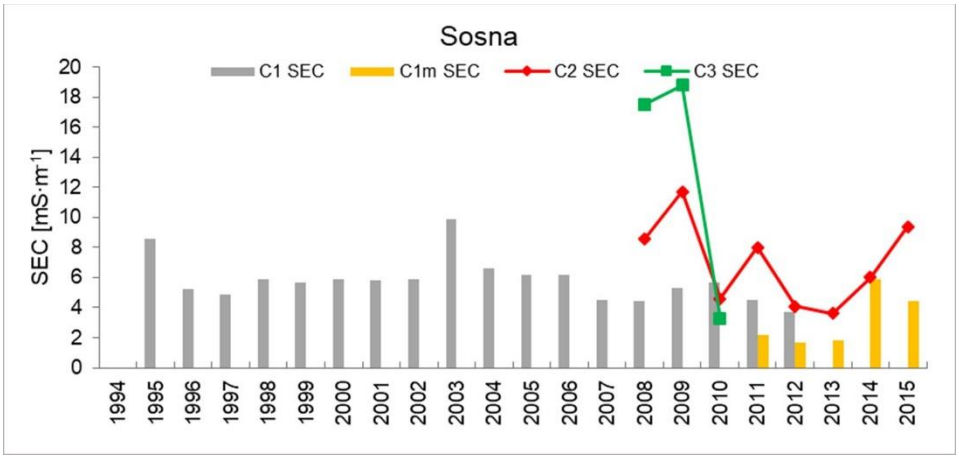
Ryc. 3.6.12. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 1999-2015



Ryc. 3.6.13. Wartości średnie roczne ważone dla odczynu w opadzie na otwartej przestrzeni (C1 – opad całkowity, C1m – opad mokry), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)

Skład chemiczny opadu jest transformowany przez szatę roślinną. Kontakt z nią wpływa na obniżenie odczynu wód. Porównanie wartości odczynu opadu podkoronowego, spływu po pniach i opadu na terenie otwartym wykazuje, że im dłuższy kontakt wody z roślinnością (spływ po pniach) tym bardziej obniża się odczyn (*Ryc. 3.6.13*). Analiza przewodnictwa elektrolitycznego wskazuje również na wzbogacanie ładunku substancji niesionego przez opad w związku

z kontaktem z szatą roślinną. Serie danych są niestety zbyt krótkie, żeby można było wyciągnąć ogólniejsze wnioski (*Ryc. 3.6.14*).



Ryc. 3.6.14. Wartości średnie roczne ważone dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni (C1 – opad całkowity, C1m – opad mokry), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)

Na potrzeby analiz zebranych danych, 16 piezometrów w sieci Stacji Bazowej Kampinos można podzielić na 3 kategorie w zależności od głębokości średniego położenia zwierciadła wody podziemnej. Do piezometrów płytkich należą 020, 015, 012, 017, 016, 018 i 011, do piezometrów średniej głębokości 021, 024, 023 i 022, natomiast piezometry głębokie to 013, 025, 019, 014 i 010. Średnie roczne wahania stanów wód podziemnych kształtują się na poziomie 1,37-1,74 m (*Tab. 3.6.5*). Mniejsze wahania obserwowane są w piezometrach głębszych większe natomiast w płytszych, bardziej podatnych na zmiany warunków meteorologicznych.

Tab. 3.6.5. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych w poszczególnych punktach pomiarowych w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1994-2015 [cm p.p.t.]

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru															
	010	011	012	013	014	015	016	017	018	019	020	021	022	023	024	025
Hd	3,41	1,19	1,08	1,79	2,98	1,19	1,19	1,08	1,27	2,40	1,14	1,58	1,65	1,64	1,54	2,52
Hg	1,99	-0,28	-0,42	0,41	1,60	-0,41	-0,26	-0,34	-0,24	1,03	-0,27	-0,07	-0,02	0,06	-0,01	0,78

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów

Wzrost retencji podziemnej obserwowano zazwyczaj od listopada do marca (czasami nawet maja), a jej spadek od czerwca do października (lub nawet

listopada). Najwyższy wzrost retencji występował w grudniu, spadki były rozłożone mniej więcej równomiernie (*Tab. 3.6.6*). Najgłębszy piezometr 010 najdłużej podlega odbudowywaniu retencji i jej spadek trwa w nim średnio tylko 4–5 miesięcy w roku. W piezometrach płytszych utrata retencji zaczyna się już w kwietniu, kiedy wzmaga się parowanie. Ciekawe przypadki stanowią piezometry 017 (płytki) i 023 (średnio głęboki). W pierwszym - przez cały rok notowano wzrost retencji i rzeczywiście przynajmniej w przypadku stanów średnich wyraźnie wzrosły one w badanym wieloleciu. W drugim - przez 11 miesięcy w roku obserwowano spadek retencji. Rzeczywiście piezometr 023 charakteryzuje delikatna tendencja do obniżania stanów średnich od 1994 roku do 2015 roku.

Tab. 3.6.6. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1994-2015

Punkty pomiarowe	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
010	0,13	0,21	0,13	0,11	0,12	0,02	0,02	-0,05	-0,05	0,00	-0,03	-0,03
011	0,08	0,16	0,08	0,05	0,07	-0,03	-0,02	-0,08	-0,09	-0,04	-0,07	-0,06
012	0,09	0,16	0,09	0,07	0,10	0,00	0,01	-0,06	-0,06	-0,03	-0,05	-0,03
013	0,10	0,18	0,11	0,09	0,10	0,00	0,02	-0,06	-0,05	-0,03	-0,05	-0,03
014	0,12	0,19	0,10	0,08	0,10	0,00	0,01	-0,06	-0,05	-0,03	-0,04	-0,03
015	0,13	0,19	0,10	0,07	0,09	0,01	0,03	-0,05	-0,06	-0,03	-0,05	-0,01
016	0,11	0,18	0,09	0,08	0,10	0,01	0,02	-0,06	-0,06	-0,03	-0,05	-0,02
017	0,39	0,18	0,05	0,07	0,09	0,00	0,02	0,02	0,08	0,23	0,16	0,09
018	0,10	0,16	0,07	0,06	0,09	0,00	0,00	-0,08	-0,06	-0,02	-0,03	-0,03
019	0,11	0,17	0,07	0,05	0,08	-0,01	0,00	-0,09	-0,07	-0,02	-0,04	-0,03
020	0,00	0,03	0,00	0,01	0,00	-0,02	-0,02	-0,13	-0,13	-0,08	-0,08	-0,03
021	-0,04	0,01	0,02	-0,01	0,01	-0,07	-0,06	-0,19	-0,18	-0,09	-0,07	-0,03
022	-0,05	0,04	0,02	0,01	0,04	-0,03	-0,03	-0,18	-0,16	-0,13	-0,05	-0,13
023	-0,03	-0,02	-0,03	-0,05	0,00	-0,05	-0,06	-0,20	-0,16	-0,11	-0,08	-0,02
024	0,03	0,02	0,02	0,01	0,05	-0,01	-0,03	-0,16	-0,11	-0,06	-0,04	-0,04
025	0,03	0,03	0,03	0,01	0,04	-0,02	-0,02	-0,15	-0,10	-0,06	-0,04	-0,03

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Spadki retencji wystąpiły w latach 1997-2000, 2002, 2003, 2005, 2008, 2012, 2014 i 2015. W roku 2004 w części piezometrów wystąpił spadek, a w części wzrost retencji. W pozostałych latach notowano wzrost retencji (*Tab. 3.6.7*). W większości sytuacji wzrost lub spadek retencji we wszystkich piezometrach odpowiada odpowiednio podwyższonej lub obniżonej sumie opadów rocznych.

Tab. 3.6.7. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1994-2015

Punkty pomiarowe	R_r																					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
10	6,00	7,00	0,75	-6,50	-0,50	-4,25	-4,00	10,75	-9,00	-3,00	2,25	-5,00	11,00	4,50	-9,25	9,00	7,75	0,01	-8,32	11,50	-10,31	-12,74
11	6,50	7,75	0,50	-9,00	-0,25	-3,25	-4,00	10,75	-8,50	-3,50	2,75	-6,00	10,25	4,00	-10,50	9,50	6,50	1,65	-9,19	11,20	-10,95	-11,62
12	4,75	5,75	0,25	-1,00	0,25	-2,00	-5,00	9,50	-7,50	-3,25	0,50	-6,75	10,25	1,50	-10,50	9,50	7,00	0,38	-7,54	10,65	-10,74	-10,88
13	7,00	5,50	1,75	-7,75	1,00	-4,50	-3,75	10,75	-8,00	-2,25	1,75	-5,50	8,50	2,75	-8,50	9,25	6,50	1,01	-7,43	11,16	-10,76	-12,38
14	7,75	6,25	-3,75	-7,50	1,00	-2,00	-3,50	10,25	-8,25	-2,50	1,50	-5,50	10,75	4,25	-9,25	9,25	6,50	0,96	-7,40	8,01	-7,33	-10,96
15	8,75	6,75	2,25	-2,50	0,50	-3,50	-5,25	13,25	-10,25	-3,50	1,75	-6,00	11,00	-2,00	-11,25	10,50	7,00	-0,68	-7,15	8,65	-8,64	-8,89
16	7,75	5,50	2,25	-6,50	0,00	-5,75	-4,50	13,75	-10,25	-3,50	1,50	-6,50	12,25	5,75	-11,00	10,00	6,50	0,27	-9,65	8,71	-8,78	-9,81
17	9,50	4,50	3,25	-7,50	0,00	-2,50	-5,50	13,00	-9,75	-3,75	1,00	-6,50	11,75	3,75	-10,75	9,75	6,00	1,24	-7,98	8,51	-8,52	-13,00
18	6,25	4,75	2,50	-8,00	-0,25	-5,00	-5,00	13,25	-9,75	-4,00	1,00	-6,25	12,75	7,50	-10,75	9,75	5,75	0,52	-7,28	8,31	-8,64	-12,29
19	8,00	5,25	3,25	-7,50	1,75	-6,25	-4,75	13,00	-10,00	-3,00	0,75	-6,50	12,25	3,50	-10,50	9,50	5,25	0,90	-6,15	7,89	-10,67	-11,37
20	5,54	6,75	0,50	-6,00	0,50	-7,25	-4,75	13,50	-10,50	-3,50	-0,25	-7,00	12,75	5,50	-11,00	9,25	4,50	1,02	-6,28	7,42	-7,74	-9,93
21	10,05	5,00	1,25	-7,25	-2,25	-7,75	-5,00	15,00	-11,00	-3,00	-1,00	-7,00	12,75	7,50	-11,25	9,25	4,75	0,63	-4,67	7,83	-9,49	-9,61
22	7,13	1,50	-0,25	-7,25	0,50	-8,00	-5,25	15,75	-11,25	-3,50	-1,50	-7,25	13,00	8,00	-11,00	9,25	3,75	1,00	-4,21	8,56	-9,96	-16,08
23	5,20	7,00	-0,50	-5,50	-1,75	-8,75	-5,50	15,50	-10,75	-3,25	0,00	-7,00	13,50	7,50	-12,00	9,00	3,75	0,15	-1,86	6,70	-9,66	-10,09
24	4,86	7,25	1,00	-5,50	-0,25	-8,75	-5,75	15,75	-11,25	-3,25	-2,25	-7,25	13,25	8,75	-11,25	13,75	-1,25	2,38	-5,21	7,03	-8,34	-12,13
25	8,20	5,50	1,50	-6,75	-4,25	-7,25	-0,75	10,50	-11,75	-2,50	-2,25	0,75	13,75	4,75	-11,50	9,00	3,50	1,65	-4,91	8,32	-8,30	-12,15

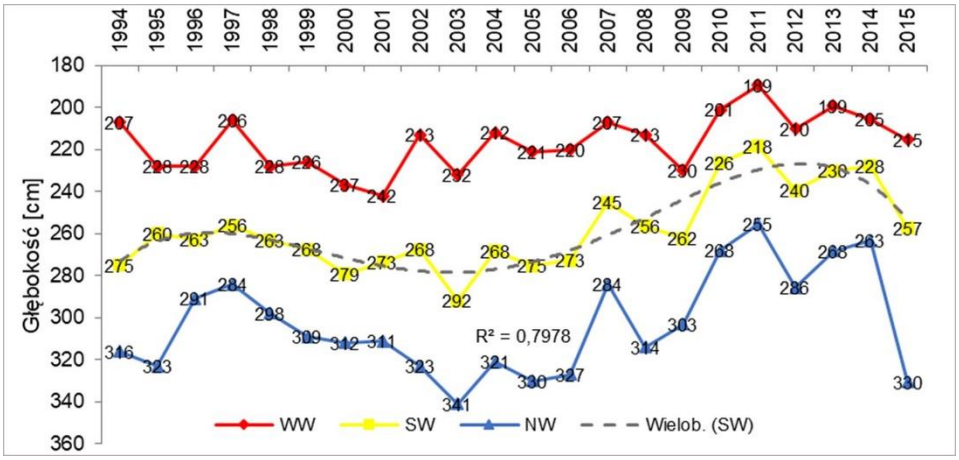
μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Oznacza to, że reakcja nawet najgłębszych piezometrów na opad zamykała się w cyklu rocznym. Ciekawe przypadki najczęstszych odstępstw od ogólnej tendencji w zlewni stanowiły piezometry 015, 016 i 017, należące do grupy płytkich. Nawet w latach, kiedy obserwowano wzrost retencji w tych piezometrach zdarzały się jej ubytki, co przypisać należy intensywnej ewapotranspiracji.



Ryc. 3.6.15. Tendencje zmian średnich rocznych (SW), maksymalnych (WW) i minimalnych (NW) wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w okresie 1994-2015 w stanowisku 010

Przypadek najgłębszego i najbardziej stabilnego pod względem nagłych wahań zwierciadła wód podziemnych piezometru 010 wskazuje na szersze tendencje obserwowane w zlewni w ciągu badanego wielolecia (*Ryc. 3.6.15*). Generalnie obserwowano tendencję wzrostową średnich stanów wód. Stany niskie wyraźnie odzwierciedlały epizody niżówek i wezbrań w zlewni, w głębszych piezometrach nieco mniej dynamicznie niż w piezometrach głębokich. Osiągnięcie maksymalnego stanu wód podziemnych po zwiększonych opadach zwykle zajmowało kilka do kilkunastu miesięcy w piezometrach głębokich a znacznie krócej w płytszych, zlokalizowanych na mokradłach. Znacznie szybsza reakcja stanów wód towarzyszyła obniżaniu się niż wzrostowi zasilania opadowego.

Stan jakościowy wód podziemnych w zlewni badawczej Kampinos był przeważnie dobry (*Tab. 3.6.8*). Przypadki słabego stanu wód pojawiły się we wszystkich głębokich piezometrach, w większości średnio głębokich oraz w połowie płytkich. Wydaje się, że zasadniczy problem stanowiło wysokie stężenie jonów siarczanowych i niekiedy wapniowych, pojawiały się też jony potasowe, amonowe czy chlorkowe w stosunkowo wysokich stężeniach. Najważniejsze wydaje się, że aż w połowie piezometrów płytkich, które są najbardziej zagrożone przez zanieczyszczenia docierające wraz ze strumieniem

infiltrującej wody nie było przypadku słabej oceny stanu chemicznego wód. Niepokoi za to fakt, że we wszystkich głębokich piezometrach, które chociażby częściowo są zasilane przez wody głębszego krążenia zdarzały się słabe oceny stanu chemicznego. Oznaczać to może istnienie źródeł problemów z jakością wód podziemnych poza granicami zlewni badawczej.

Tab. 3.6.8. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1999-2015

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
1999	010	6,6	34,2	51,1	3,8	6,2	0,4		11,7	30,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2000	010	6,7	35,4	53,1	3,3	6,4	0,4		12,2	32,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2001	010	6,7	35,4	54,1	4,1	6,9	0,5		12,1	31,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2002	010	6,8	35,2	55,6	4,4	7,4	0,4		11,8	33,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2003	010	6,2	36,8	59,8	4,9	9,2	0,5		12,6	38,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2004	010	6,2	35,3	60,4	5,6	9,9	0,5		13,0	41,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2005	010	6,4	34,1	61,3	6,0	9,1	0,8		13,7	44,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2006	010	6,5	34,4	62,3	6,1	10,4	0,8		14,1	46,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2007	010	6,8	73,9	97,9	26,6	14,4	0,7	57,6	51,0	233,0			
klasa	Wydmy	I	II	II	I	I	I	I	I	II			dobry
2008	010	6,1	119,3	216,4	29,1	25,4	1,8	223,5	106,0	360,0	0,6	1,0	
klasa	Wydmy	I	II	IV	I	I	I	II	II	IV	I	II	słaby
2009	010	6,5	65,2	156,8	11,9	134,7	13,0		174,0	65,9	1,1	0,1	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	IV	III		III	II	I	I	słaby
2010	010	6,8	46,1	145,0	14,6	12,7	0,5	269,0	33,0	47,3	0,1	5,9	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	V	słaby
2011	010	6,9	36,4	113,7	12,9	10,9	1,0	154,0	28,2	39,1	<0,10	<0,01	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2012	010	6,7	44,2	100,0	11,6	9,4	1,3	150,0	25,3	39,9	<0.09	0,8	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	I	I	I	I	I	I	II	dobry
2013	010	6,7	74,6	133,0	13,9	13,4	0,6	154,0	38,7	63,9	<0.09	<0.05	
klasa	Wydmy	I	II	III	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
2014	010	6,4	65,7	132,9	14,4	12,9	0,4	159,0	34,2	53,3	<0,01	0,3	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2015	010	6,4	29,8	44,4	6,9	4,6	0,9	40,3	15,1	26,6	<0,10	<0,05	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
1999	011	6,6	65,1	120,6	7,1	12,4	0,9		13,9	78,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2000	011	6,8	66,1	120,6	7,4	11,9	0,9		13,9	78,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2001	011	6,8	66,1	118,8	6,9	11,3	0,7		14,3	84,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2002	011	6,8	67,0	119,2	7,1	11,6	0,6		14,0	88,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2003	011	6,4	70,4	124,3	8,2	12,5	0,8		15,8	96,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2004	011	6,4	71,2	112,6	9,0	13,1	0,7		15,5	102,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	011	6,3	72,2	120,0	9,7	12,6	0,7		16,0	111,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	011	6,3	72,6	118,1	10,2	13,1	0,7		16,3	115,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	011	4,7	57,0	89,4	23,6	11,5	1,3	358,4	20,0	10,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	III	I	I			dobry
2008	011	6,7	44,2	65,7	7,6	9,5	0,8	207,5	17,5	23,4	0,0	0,5	
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2009	011	6,8	59,8	231,2	11,9	126,5	10,3		168,0	40,2	1,3	0,4	
klasa	Bagna	I	I	IV	I	V	III		III	I	I	I	słaby
2010	011	7,5	46,3	138,0	10,6	12,5	1,4	295,0	22,3	36,6	0,1	0,3	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	011	7,6	45,1	132,3	8,4	12,3	1,9	427,0	11,2	2,5	0,6	<0,01	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2012	011	7,4	61,2	86,4	7,1	8,1	1,2	246,0	14,3	4,3	0,5	<0.02	
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2013	011	7,0	71,1	138,0	8,2	12,6	0,9	281,0	19,5	40,6	<0.09	0,3	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2014	011	6,8	50,8	104,6	7,5	9,3	1,0	301,0	13,4	4,2	0,1	0,7	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	II	dobry
2015	011	6,8	67,8	139,9	9,8	12,1	1,0	409,0	14,6	4,4	<0,10	0,1	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	II	dobry
1999	012	7,0	52,6	98,4	5,8	9,6	0,3		18,2	31,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2000	012	7,1	53,3	97,7	5,8	9,2	0,4		18,2	31,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2001	012	7,1	53,3	96,4	6,2	8,8	0,5		19,2	29,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2002	012	7,1	53,8	94,3	6,1	8,1	0,6		18,6	32,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2003	012	7,1	59,6	101,6	6,3	8,8	0,8		20,4	35,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2004	012	7,1	58,4	98,5	6,1	8,1	0,8		20,1	28,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2005	012	7,0	59,6	99,4	6,6	8,4	0,8		22,0	25,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2006	012	7,1	60,1	100,5	6,4	7,9	0,7		21,9	21,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2007	012	6,9	57,6	77,7	23,4	9,0	0,1	160,6	24,0	116,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	I	I	II			dobry
2008	012	6,6	42,5	62,6	8,3	7,4	0,3	138,2	20,8	59,8	0,0	0,5	
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2009	012	6,8	46,9	201,3	7,8	99,9	8,8		44,0	30,1	0,7	0,1	
klasa	Bagna	I	I	II	I	III	I		I	I	I	I	dobry
2010	012	7,1	44,7	112,0	8,7	8,7	0,6	215,0	22,4	36,3	0,1	0,0	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	012	7,1	49,1	127,1	8,6	9,9	0,4	277,0	16,0	24,1	<0,10	<0,01	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2012	012	7,1	48,5	124,0	9,0	11,5	0,3	296,0	15,6	29,3	<0.09	<0.02	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2013	012	7,0	60,3	147,0	10,3	16,4	0,2	401,0	22,0	20,4	<0.09	0,1	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	012	6,8	72,7	157,9	10,6	15,8	0,2	407,0	24,4	20,4	<0,01	0,1	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2015	012	6,7	77,5	157,1	10,6	16,2	0,4	406	25,7	18,3	<0,10	0,1	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
1999	013	7,1	51,5	57,2	7,7	10,1	35,1		2,4	31,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	V		I	I			słaby
2000	013	7,2	51,7	53,6	7,7	10,1	29,3		3,4	31,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	V		I	I			słaby
2001	013	7,2	51,7	55,2	7,9	10,4	26,1		2,8	26,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	V		I	I			słaby
2002	013	7,2	52,1	52,1	8,2	10,5	17,1		3,2	24,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	IV		I	I			słaby
2003	013	7,1	54,7	64,5	8,3	11,4	1,6		4,9	28,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2004	013	7,1	53,2	62,1	7,9	10,5	1,0		4,4	26,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2005	013	7,1	52,8	62,9	8,2	10,8	0,9		26,4	32,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2006	013	7,1	53,2	64,2	7,9	10,8	0,9		27,0	33,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2007	013	7,0	44,0	61,3	24,4	8,4	3,8	222,8	28,0	28,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	II	I	I			dobry
2008	013	6,1	32,4	47,3	8,6	6,1	3,4	109,9	25,5	38,0	0,0	0,5	
klasa	Pośrednie	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2009	013	6,5	27,7	142,7	6,7	53,3	6,4		162,0	10,1	4,3	0,5	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	III	I		III	I	I	I	dobry
2010	013	7,1	40,7	103,0	8,5	7,9	0,4	167,0	23,3	36,9	0,1	0,1	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2011	013	7,0	23,3	62,8	6,0	6,9	4,0	196,0	13,9	1,6	0,2	0,8	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	II	dobry
2012	013	6,9	51,4	54,8	4,8	6,0	3,2	181,0	10,9	9,0	0,4	<0.02	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2013	013	6,8	42,4	78,8	6,5	8,2	2,8	254,0	14,5	0,9	<0.09	0,5	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	II	dobry
2014	013	6,3	41,6	85,0	6,6	8,4	2,8	238,0	9,7	6,9	0,1	1,4	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	III	dobry
2015	013	6,6	52,1	93,8	6,8	11,1	8,6	299	6,5	3,9	<0,10	1,2	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	III	dobry
1999	014	6,3	12,9	10,9	1,9	1,7	6,0		2,2	8,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2000	014	6,5	12,7	11,1	1,7	2,2	4,4		2,6	8,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2001	014	6,5	12,7	10,8	2,1	2,1	3,2		1,9	9,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2002	014	6,5	11,9	9,9	1,9	2,4	2,4		2,2	11,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2003	014	6,8	14,5	11,8	2,6	3,1	0,3		3,6	15,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2004	014	6,9	13,9	12,4	2,2	2,7	0,3		3,1	17,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2005	014	6,8	14,1	11,8	2,9	1,9	0,3		4,0	21,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2006	014	6,9	13,8	12,3	3,3	2,2	0,3		4,4	18,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2007	014	6,9	29,0	31,1	21,7	5,5	21,8	156,9	8,0	41,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	IV	I	I	I			słaby
2008	014	6,0	11,6	11,7	4,8	1,9	5,7	22,5	8,0	15,8	2,2	0,1	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2009	014	6,6	18,6	56,1	2,8	18,9	3,6		169,0	10,4	19,8	1,1	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I		III	I	II	III	dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2010	014	7,4	26,6	47,3	6,3	5,4	23,0	134,0	8,4	14,9	0,7	0,0	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	V	I	I	I	II	I	słaby
2011	014	7,2	22,8	31,7	6,7	4,0	20,8	112,0	6,9	10,5	0,3	0,0	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	V	I	I	I	I	I	słaby
2012	014	7,3	21,4	28,2	5,6	4,1	20,8	83,0	11,0	14,6	0,9	<0.02	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	V	I	I	I	I	I	słaby
2013	014	7,2	26,5	42,8	7,3	5,6	18,8	159,0	8,7	12,3	<0.09	0,3	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2014	014	7,0	31,5	39,3	6,8	5,1	36,5	142,0	8,0	11,5	<0,01	0,4	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	V	I	I	I	I	I	słaby
2015	014	6,3	29,4	30,6	8,2	4,0	10,3	35,4	18,3	21,5	1,2	<0,05	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	III	I	I	II	I	I	dobry
1999	015	7,7	68,1	118,4	9,0	13,5	0,1		21,3	56,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2000	015	7,6	69,3	118,4	8,8	13,1	0,1		21,3	56,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2001	015	7,6	69,3	120,1	9,1	12,9	0,1		22,3	64,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2002	015	7,6	70,1	122,1	10,1	13,2	0,1		23,1	66,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2003	015	7,6	74,8	127,3	10,9	14,1	0,2		25,1	72,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2004	015	7,5	76,1	130,1	10,3	13,5	0,2		25,8	79,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	015	7,6	77,3	129,5	11,4	14,2	0,2		27,5	88,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	015	7,7	78,4	130,4	10,8	14,6	0,2		28,2	86,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	015	7,0	88,5	136,8	25,0	19,1	0,3	376,7	29,0	130,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	II			dobry
2008	015	6,6	74,5	115,0	9,6	17,2	1,6	253,5	29,5	125,0	0,0	0,6	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	II	I	II	I	I	dobry
2009	015	6,8	60,6	234,2	14,3	134,3	8,6		182,0	47,9	2,4	0,8	
klasa	Bagna	I	I	IV	I	IV	I		III	I	I	II	słaby
2010	015	7,2	51,9	146,0	9,7	15,9	5,7	330,0	20,4	42,3	0,2	0,2	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	015	7,3	60,7	132,9	9,6	13,6	2,6	333,0	16,7	25,2	0,1	4,3	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	V	słaby
2012	015	7,3	71,8	156,0	10,5	16,7	2,3	387,0	18,2	35,1	<0.09	<0.02	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2013	015	7,2	53,2	176,0	9,9	18,7	0,4	493,0	22,7	22,3	<0.09	0,2	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2014	015	7,1	75,6	163,7	10,6	17,6	0,5	450,0	25,0	20,1	0,1	0,2	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2015	015	6,9	71,5	174,3	10,9	19,7	0,4	459	24,8	23,3	0,1	<0,05	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
1999	016	7,2	66,2	110,5	10,1	13,3	0,2		21,7	58,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2000	016	7,3	66,6	110,5	10,1	12,7	0,2		21,7	58,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2001	016	7,3	66,6	109,6	10,4	13,6	0,2		22,8	62,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2002	016	7,3	66,9	111,3	10,6	13,8	0,2		23,3	63,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2003	016	7,4	70,6	117,5	11,3	14,4	0,4		28,6	68,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2004	016	7,4	70,2	115,7	12,1	14,8	0,3		29,3	72,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	016	7,2	70,5	118,7	12,6	14,4	0,3		31,3	76,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	016	7,3	70,5	120,6	12,2	14,1	0,3		30,6	77,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	016	7,0	98,0	157,9	27,4	21,0	0,6	468,7	38,0	105,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	II			dobry
2008	016	7,0	93,1	138,3	12,4	23,6	1,1	405,4	31,3	89,0	0,2	0,3	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
2009	016	6,9	63,2	287,3	15,8	143,2	11,1		32,0	46,9	0,4	0,1	
klasa	Bagna	I	I	IV	I	IV	III		I	I	I	I	słaby
2010	016	7,6	66,4	171,0	11,6	18,5	0,4	354,0	23,5	51,6	0,1	0,1	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2011	016	7,7	59,6	177,6	11,3	20,0	1,5	542,0	17,6	11,3	0,2	< 0,01	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	IV	I	I	I	I	słaby
2012	016	7,4	47,5	198,0	11,3	22,5	1,1	627,0	22,2	12,4	1,4	<0.02	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	IV	I	I	I	I	słaby
2013	016	7,3	84,5	171,0	10,4	18,9	0,2	498,0	25,9	16,9	<0.09	0,1	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	016	6,7	83,3	182,0	10,1	19,9	0,2	488,0	23,6	20,0	<0,01	0,2	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2015	016	7	88,8	185	10,4	21,2	0,2	549	24,4	12,1	0,1	0,1	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
1999	017	7,8	77,4	138,2	11,1	16,2	0,1		30,6	79,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2000	017	7,8	77,8	130,3	11,6	16,9	0,1		35,8	84,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2001	017	7,8	77,8	132,9	11,8	15,8	0,1		33,5	90,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2002	017	7,9	76,5	134,1	12,1	16,0	0,1		30,4	98,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2003	017	7,9	81,2	135,2	12,3	17,2	0,1		33,5	104,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2004	017	7,7	79,6	136,2	12,6	18,0	0,1		32,6	108,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	017	7,7	80,3	140,3	12,9	19,2	0,1		32,8	111,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	017	7,8	81,3	141,5	13,1	20,3	0,1		31,1	115,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	017	6,9	73,5	103,0	24,9	16,1	0,2	336,8	27,0	63,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	II	I	II			dobry
2008	017	7,6	69,0	110,2	10,4	16,6	0,6	298,4	26,5	81,0	0,0	0,5	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	II	I	I	dobry
2009	017	7,0	64,3	348,3	16,1	142,5	10,1		39,0	53,3	0,4	0,1	
klasa	Bagna	I	I	V	I	IV	III		I	I	I	I	słaby
2010	017	7,5	62,3	176,0	12,4	19,0	0,3	329,0	23,3	45,3	0,1	0,0	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	017	7,7	65,9	156,7	11,8	18,1	0,4	397,0	22,1	25,2	<0,10	0,0	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2012	017	7,6	0,3	156,0	12,2	17,7	0,2	426,0	26,5	26,3	<0.09	<0.02	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2013	017	7,3	86,1	160,0	12,3	18,2	0,1	490,0	26,7	25,4	<0.09	<0.05	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	017	6,9	80,1	164,8	12,1	18,5	0,1	421,0	25,4	26,2	<0,01	0,1	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2015	017	7,1	84,7	170,3	11	19,8	0,1	488	22,5	19	0,2	<0,05	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
1999	018	7,0	58,8	100,4	8,9	12,1	0,1		18,4	60,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	I			dobry
2000	018	7,1	60,2	99,7	8,9	12,6	0,1		18,4	60,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2001	018	7,1	60,2	99,8	9,6	11,9	0,1		19,1	58,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2002	018	7,2	61,0	99,1	9,2	12,2	0,1		20,6	62,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry
2003	018	7,2	66,5	101,1	10,1	12,8	0,2		21,4	72,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2004	018	7,2	68,2	99,4	9,8	12,1	0,2		20,8	74,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2005	018	7,1	69,9	101,2	10,3	11,6	0,3		22,1	79,0			
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	018	7,2	70,5	100,4	11,2	12,5	0,3		23,5	80,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	018	7,0	55,0	74,6	25,2	12,1	0,1	147,2	34,0	118,0			
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	I	I	II			dobry
2008	018	6,6	57,6	71,1	10,8	12,8	0,3	99,0	36,0	117,0	0,0	0,6	
klasa	Bagna	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
2009	018	6,9	58,0	241,6	14,2	122,5	11,0		27,0	37,4	0,3	0,1	
klasa	Bagna	I	I	IV	I	IV	III		I	I	I	I	słaby
2010	018	7,4	56,4	145,0	10,7	16,5	0,3	325,0	26,5	31,3	0,1	0,0	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	018	7,8	58,4	120,4	11,2	14,1	0,3	223,0	26,4	28,7	<0,10	< 0,01	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2012	018	7,3	47,2	140,0	12,9	16,8	0,2	377,0	27,3	24,5	<0.09	<0.02	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2013	018	7,1	78,4	149,0	12,3	17,6	0,1	368,0	27,4	24,3	<0.09	<0.05	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	018	6,9	67,4	133,0	11,9	15,8	0,2	323,0	28,4	26,2	0,1	<0,05	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2015	018	6,9	87,2	164,5	15,1	20,2	0,2	434,0	35,7	25,0	0,2	<0,05	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
1999	019	7,3	13,9	19,9	2,0	2,2	0,7		1,4	8,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2000	019	7,3	13,1	22,4	2,4	2,4	0,7		2,1	9,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2001	019	7,3	13,1	21,1	2,1	2,5	0,5		0,9	11,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2002	019	7,2	12,7	20,6	2,5	1,9	0,4		1,2	9,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2003	019	7,3	14,1	22,3	3,3	2,2	0,5		2,1	11,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2004	019	7,4	13,5	18,9	2,9	1,9	0,4		1,9	9,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2005	019	7,3	12,4	19,2	3,1	1,3	0,4		1,7	7,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2006	019	7,3	11,9	20,4	2,8	2,3	0,5		2,2	9,0			
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I		I	I			dobry
2007	019	6,9	51,3	74,1	26,7	8,3	0,2	127,5	31,0	127,0			
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I	I	I	II			dobry
2008	019	6,3	48,3	85,9	11,6	7,6	0,6	83,2	29,3	153,5	0,0	1,2	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2009	019	6,3	47,7	70,2	7,3	90,4	12,3		522,0	56,2	0,8	0,1	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	III	III		V	I	I	I	słaby
2010	019	7,2	52,2	127,0	12,3	14,3	0,2	298,0	28,0	32,0	0,1	0,0	
klasa	Wydmy	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	019	7,3	41,1	80,4	12,8	6,3	0,7	98,0	26,5	41,5	0,2	1,5	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2012	019	7,1	51,4	71,1	13,0	6,7	2,2	232,0	21,9	21,3	2,5	7,9	
klasa	Wydmy	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	V	słaby
2013	019	6,7	67,0	8,5	2,0	1,6	1,1	20,0	2,9	3,4	<0.09	<0.05	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2014	019	6,7	8,4	12,6	2,1	1,7	0,6	38,0	3,3	3,1	<0,01	<0,05	
klasa	Wydmy	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
2015	019	6,1	73,0	8,2	1,9	1,1	1,0	9,8	2,8	5,2	<0,10	<0,05	
klasa	Wydmy	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
1999	020	6,9	72,3	88,2	6,8	11,1	0,8		18,2	55,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	I			dobry
2000	020	6,9	74,4	88,2	6,8	11,1	0,8		18,2	55,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	I			dobry
2001	020	6,9	74,4	90,2	7,2	11,3	0,6		20,1	62,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2002	020	7,0	75,0	89,3	7,7	11,7	0,5		20,4	64,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2003	020	7,1	79,6	94,6	8,2	12,1	0,5		20,8	70,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2004	020	7,0	80,3	96,0	8,0	11,6	0,5		20,2	77,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2005	020	7,0	81,5	99,3	8,7	12,0	0,7		22,0	80,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2006	020	7,0	80,6	98,4	9,2	11,5	0,7		22,6	82,0			
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2007	020	6,9	91,1	116,7	27,4	20,2	0,0	274,9	45,0	145,0			
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	II	I	II			dobry
2008	020	6,7	89,0	130,9	14,7	20,1	0,1	231,0	50,5	173,5	0,0	0,4	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	II	I	II	I	I	dobry
2009	020	6,7	59,4	360,5	12,4	127,8	10,2		41,0	36,6	0,2	0,1	
klasa	Bagna	I	I	V	I	IV	III		I	I	I	I	słaby
2010	020	7,1	59,0	182,0	17,4	19,3	0,2	386,0	34,4	39,3	0,1	0,0	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2011	020	7,7	75,4	152,1	17,9	21,5	4,3	398,0	36,8	25,4	<0,10	< 0,01	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2012	020	7,1	61,5	170,0	19,1	18,8	0,3	451,0	38,6	34,6	<0.09	0,6	
klasa	Bagna	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	II	dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2013	020	7,2	99,5	184,0	19,6	20,9	0,1	495,0	39,5	32,3	<0.09	0,2	
klasa	Bagna	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	020	6,8	109,3	239,2	22,2	26,1	0,1	621,0	46,4	40,3	<0,01	0,1	
klasa	Bagna	I	II	IV	I	I	I	IV	I	I	I	I	słaby
2015	020	6,9	97,3	188,1	19,6	21,0	0,1	482,0	41,4	29,4	<0,10	<0,05	
klasa	Bagna	I	II	II	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
1999	021	7,1	76,8	96,1	8,4	12,2	0,5		20,5	118,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2000	021	7,2	80,2	96,1	8,4	12,5	0,5		20,5	118,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2001	021	7,2	80,2	95,3	7,7	11,8	0,2		21,4	121,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2002	021	7,2	79,8	96,6	8,3	11,8	0,2		22,1	124,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2003	021	7,3	87,5	99,1	8,8	12,3	0,3		25,3	130,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2004	021	7,3	86,9	101,2	8,1	11,9	0,2		24,7	132,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	021	7,3	88,4	99,5	8,9	12,2	0,3		25,1	136,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2006	021	7,3	87,8	101,4	9,4	12,2	0,3		26,0	141,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	021	7,0	64,3	78,4	26,3	14,7	1,9	192,6	36,0	105,0			
klasa	Wyniesienia	I	I	II	I	I	I	I	I	II			dobry
2008	021	7,1	51,1	66,7	9,7	12,5	3,1	7,3	34,0	180,5	0,1	0,4	
klasa	Wyniesienia	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
2009	021	6,8	48,2	294,0	12,3	96,5	11,3		51,0	7,2	2,3	0,1	
klasa	Wyniesienia	I	I	IV	I	III	III		I	I	I	I	słaby
2010	021	7,2	82,1	196,0	18,7	21,4	1,0	473,0	43,3	44,6	0,1	0,0	
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2011	021	7,7	53,8	108,2	10,6	14,6	1,6	357,0	20,5	0,5	0,1	0,1	
klasa	Wyniesienia	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2012	021	7,0	41,7	129,0	13,3	16,0	1,0	386,0	28,3	10,5	<0.09	<0.02	
klasa	Wyniesienia	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2013	021	6,9	55,5	126,0	11,9	16,9	1,7	299,0	30,0	33,2	<0.09	0,2	
klasa	Wyniesienia	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2014	021	6,9	48,9	90,2	10,2	12,8	1,8	288,0	26,7	4,5	0,1	0,1	
klasa	Wyniesienia	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2015	021	6,7	60,3	110,8	10,7	13,8	3,2	342,0	28,2	3,9	<0,10	0,3	
klasa	Wyniesienia	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	dobry
1999	022	7,0	69,6	77,5	8,2	13,8	0,2		20,9	124,0			
klasa	Wyniesienia	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2000	022	7,1	70,5	77,5	9,9	13,3	0,2		22,4	127,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2001	022	7,1	70,5	77,9	9,8	14,2	0,1		21,9	132,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2002	022	7,2	71,3	79,4	9,2	14,8	0,1		22,3	133,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2003	022	7,2	78,8	82,5	9,7	15,5	0,2		25,1	138,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2004	022	7,2	74,2	84,6	9,6	15,9	0,2		24,4	136,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2005	022	7,2	72,9	85,7	10,4	16,4	0,1		28,3	141,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2006	022	7,2	71,3	88,1	11,1	17,4	0,1		27,9	145,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2007	022	7,0	92,8	128,0	34,4	21,0	0,1	448,7	49,0	52,0			
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	III	I	I			dobry
2008	022	7,1	84,0	139,5	16,8	23,7	0,4	369,1	38,5	120,0	0,1	0,4	
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	III	I	II	I	I	dobry
2009	022	7,4	69,9	248,9	15,3	135,5	16,8		47,0	57,2	0,5	0,1	
klasa	Wyniesienia	I	I	IV	I	IV	IV		I	I	I	I	słaby
2010	022	7,5	60,0	166,0	17,0	12,0	1,4	358,0	32,0	46,3	0,1	1,0	
klasa	Wyniesienia	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	II	dobry
2011	022	7,6	85,5	171,3	18,2	24,0	0,1	527,0	30,0	18,2	0,1	0,0	
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	IV	I	I	I	I	słaby
2012	022	7,5	24,8	198,0	19,2	26,9	0,3	617,0	35,2	24,1	<0.09	<0.02	
klasa	Wyniesienia	I	I	III	I	I	I	IV	I	I	I	I	słaby
2013	022	7,3	96,1	174,0	18,3	22,6	0,1	403,0	47,5	40,3	<0.09	0,2	
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	022	7,3	81,7	156,8	16,0	22,6	0,1	384,0	37,7	31,3	<0,01	0,2	
klasa	Wyniesienia	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2015	022	7,0	113,6	222,7	19,9	29,2	3,7	719,0	38,0	8,8	<0,10	11,2	
klasa	Wyniesienia	I	II	IV	I	I	I	V	I	I	I	V	słaby
1999	023	7,0	70,2	126,0	9,1	12,6	0,1		27,9	126,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2000	023	7,0	72,4	128,2	9,4	12,6	0,1		29,4	131,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2001	023	7,0	72,4	130,1	8,8	13,1	0,1		31,2	129,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2002	023	7,0	73,2	132,2	8,1	12,6	0,1		29,6	127,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2003	023	7,0	79,2	135,2	8,6	13,1	0,2		32,6	131,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2004	023	7,0	80,1	139,4	9,1	14,2	0,2		33,8	128,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2005	023	7,0	81,3	140,5	9,4	15,1	0,2		32,6	132,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2006	023	7,0	80,2	143,2	9,9	14,6	0,1		31,5	136,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I		I	II			dobry
2007	023	7,0	65,1	114,7	29,7	7,2	1,4	261,1	29,0	166,0			
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	II	I	II			dobry
2008	023	7,1	66,2	94,8	12,7	5,8	1,8	247,3	27,5	45,0	0,0	1,5	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2009	023	7,1	60,9	322,1	7,6	132,6	12,8		175,0	30,8	1,8	0,3	
klasa	Pośrednie	I	I	V	I	IV	III		III	I	I	I	słaby
2010	023	7,5	70,1	166,0	15,9	10,2	2,1	382,0	31,2	45,6	0,1	1,5	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	III	dobry
2011	023	7,6	73,1	134,0	15,7	10,9	2,3	471,0	22,0	9,9	<0,10	7,0	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	V	słaby
2012	023	7,5	34,7	147,0	15,5	12,5	1,6	331,0	24,4	41,9	0,6	<0.02	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2013	023	7,5	78,0	138,0	15,2	14,1	1,5	349,0	25,3	33,9	<0.09	0,8	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	II	I	I	I	II	dobry
2014	023	7,3	68,1	132,9	15,2	15,2	1,3	340,0	24,2	32,0	<0,01	0,1	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2015	023	7,1	80,0	149,2	14,0	16,8	2,0	354,0	19,4	36,6	0,2	0,4	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
1999	024	6,8	67,5	91,5	9,0	10,5	0,1		19,6	105,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry
2000	024	6,9	69,9	92,6	9,6	10,8	0,1		19,6	105,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry
2001	024	6,9	69,9	90,7	10,2	9,9	0,1		18,6	99,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	II			dobry
2002	024	7,0	70,5	91,7	11,1	9,2	0,1		19,4	95,0			
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2003	024	7,1	74,6	94,3	11,5	9,9	0,1		21,3	99,0			
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2004	024	7,1	70,8	95,1	12,1	10,3	0,1		20,6	104,0			
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2005	024	7,1	71,9	95,4	12,6	11,7	0,1		21,1	99,0			
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2006	024	7,2	72,5	97,1	12,2	10,3	0,1		22,1	89,0			
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I		I	II			dobry
2007	024	7,0	82,4	116,0	32,9	15,8	2,8	377,2	38,0	73,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	III	I	II			dobry

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2008	024	6,9	76,5	97,9	17,7	13,7	2,5	222,1	38,0	102,0	0,1	0,3	
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2009	024	7,1	72,6	379,4	16,4	147,2	17,8		95,0	39,2	2,7	0,1	
klasa	Pośrednie	I	II	V	I	IV	IV		II	I	I	I	słaby
2010	024	7,5	69,8	148,0	19,5	16,8	2,7	353,0	40,7	41,0	0,1	0,0	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2011	024	8,0	73,8	147,2	18,8	11,6	2,9	357,0	29,4	27,0	<0,10	0,3	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2012	024	7,4	48,2	143,0	22,7	14,3	2,5	346,0	37,6	40,0	<0.09	<0.02	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2013	024	7,0	55,1	146,0	21,3	14,9	2,5	366,0	39,4	36,0	<0.09	0,3	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	III	I	I	I	I	dobry
2014	024	7,2	78,7	148,9	22,7	17,6	2,7	325,0	44,3	44,6	<0,01	0,3	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2015	024	7,1	91,0	154,2	23,3	22,9	4,2	344,0	43,2	50,2	0,1	0,2	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
1999	025	6,5	22,8	58,5	3,3	3,7	0,1		3,4	42,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2000	025	6,6	25,8	64,4	3,1	3,2	0,1		5,2	47,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2001	025	6,6	25,8	60,1	3,8	3,2	0,2		3,8	42,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2002	025	6,5	26,4	59,6	3,6	3,6	0,2		4,2	39,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2003	025	6,7	33,5	62,6	4,1	4,8	0,3		7,4	46,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2004	025	6,7	31,4	59,8	3,8	4,1	0,2		7,0	42,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2005	025	6,7	32,6	61,3	3,3	5,3	0,2		6,4	36,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2006	025	6,6	33,1	60,6	3,6	5,5	0,2		6,5	33,0			
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I		I	I			dobry
2007	025	6,8	80,0	106,7	34,6	16,5	2,7	294,4	41,0	116,0			
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	II	I	II			dobry
2008	025	6,7	79,8	95,8	24,4	16,1	2,7	234,4	56,0	85,8	0,0	0,4	
klasa	Pośrednie	I	II	II	I	I	I	II	I	II	I	I	dobry
2009	025	6,7	77,5	257,4	17,2	146,6	23,9		1202,0	65,6	3,0	0,1	
klasa	Pośrednie	I	II	IV	I	IV	V		V	II	I	I	słaby
2010	025	7,0	56,5	152,0	24,5	17,5	2,9	306,0	39,3	49,3	0,1	0,0	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	II	I	I	I	I	dobry
2011	025	7,4	96,2	168,8	36,7	21,4	5,5	264,0	40,0	65,5	0,1	6,3	
klasa	Pośrednie	I	II	III	I	I	I	II	I	II	I	V	słaby

Rok	Punkt pomiar.	[pH]	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Stan chemiczny zlewni
klasa		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$									
2012	025	6,8	51,4	147,0	28,7	19,3	2,7	191,0	51,4	89,2	<0.09	<0.02	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
2013	025	6,9	45,4	128,0	25,2	16,2	3,3	127,0	43,9	90,2	<0.09	1,2	
klasa	Pośrednie	I	I	III	I	I	I	I	I	II	I	III	dobry
2014	025	6,8	59,6	98,3	18,5	12,6	2,5	96,0	26,9	65,6	<0,01	0,4	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry
2015	025	6,6	63,4	95,9	19,7	12,6	3,4	85,4	25,3	61,6	<0,10	0,1	
klasa	Pośrednie	I	I	II	I	I	I	I	I	II	I	I	dobry

Zestawienie przepływów charakterystycznych I i II stopnia w profilu wodowskazowym Józefów (*Tab. 3.6.9* i *Tab. 3.6.10*) ilustruje charakter zmienności odpływu ze zlewni Kampinos w wieloleciu 1994–2015. Ze względu na pojawienie się w 2007 roku bobrów w sąsiedztwie profilu zamykającego zlewnię i zmianę warunków odpływu wywołaną powstałym wówczas spiętrzeniem wód Kanału Olszowieckiego, serie danych hydrologicznych należy rozpatrywać z uwzględnieniem dwudzielności podsumowywanego wielolecia. W 2015 roku serie stanów wody, natężenia przepływu oraz odpływu w profilu zamykającym zlewnię zweryfikowano i ponownie przeliczono stąd wartości charakterystyczne i roczne mogą różnić się od tych podanych w syntezie za lata hydrologiczne 1994-2004.

Z wyjątkiem lat 1999, 2001, 2007, 2011 i 2013 najniższa wartość przepływu (NQ) wynosiła 0 $m^3 \cdot s^{-1}$, co oznacza zanik odpływu ze zlewni i przeważnie występuje w miesiącach letnich i wczesnojesiennych. We wszystkich latach, kiedy odpływ nie zanikał notowano wyższe od 550 mm, a nieraz przekraczające 600 mm sumy roczne opadu. Poprzedzały je zazwyczaj lata o również podwyższonych sumach opadów. Aż trzy przypadki, kiedy przepływ nie zanikł nastąpiły po 2007 roku, czyli po pojawieniu się bobrów w dolinie Kanału Olszowieckiego. Najwyższy przepływ minimalny wystąpił w 2011 roku i wynosił 0,005 $m^3 \cdot s^{-1}$.

Przepływy średnie roczne (SQ) rzadko przekraczały 0,100 $m^3 \cdot s^{-1}$. Miało to miejsce tylko w 2002 i 2011 roku. Lata te były wyjątkowo skrajne pod względem opadów. Rok 2002 można zaliczyć do lat suchych z sumą opadu poniżej 400 mm, natomiast rok 2011 był najbardziej wilgotny w całym wieloleciu (suma roczna opadu przekroczyła 700 mm). Trudno wyjaśnić fenomen 2002 roku w tym kontekście. Być może wysoki odpływ to wynik przesuniętego w czasie zasilania podziemnego po serii lat wilgotnych lub unikatowej koincydencji opadów i temperatury powietrza w miesiącach wczesnowiosennych (*Tab. 3.6.3* i *Tab. 3.6.4*). W 2002 roku maksimum opadowe pojawiło się w styczniu, lutym i marcu, co przy stosunkowo niskiej temperaturze powietrza i małym parowaniu zadecydowało o długotrwałym wysokim przepływie w Kanale Olszowieckim,

który zaważył na rocznych wartościach charakterystycznych tego parametru. Ze stosunkowo niskiej sumy opadu i wysokiego odpływu w 2002 roku wynika bardzo wysoka wartość współczynnika odpływu (α), która osiągnęła prawie 0,45. W pozostałych latach nie przekraczała ona w większości przypadków 0,25 (*Ryc. 3.6.16*).

Tab. 3.6.9. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Józefów w latach 1994–2015

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 1994 – 2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{wQ}
1994	bd	0,0579	bd	bd
1995	0,0000	0,0827	0,3730	4,509
1996	0,0000	0,0353	0,3307	9,363
1997	0,0000	0,0519	0,6826	13,148
1998	0,0000	0,0234	0,3969	16,940
1999	0,0006	0,0524	0,5080	9,687
2000	0,0000	0,0221	0,3210	14,536
2001	0,0006	0,0138	0,1637	11,830
2002	0,0000	0,1044	0,6108	5,852
2003	0,0000	0,0124	0,1926	15,473
2004	0,0000	0,0597	0,4162	6,974
2005	0,0000	0,0325	0,2730	8,408
2006	0,0000	0,0336	0,3370	10,019
2007	0,0030	0,0393	0,1780	4,457
2008	0,0000	0,0297	0,1850	6,228
2009	0,0000	0,0296	0,0825	2,790
2010	0,0000	0,0825	0,2570	3,116
2011	0,0045	0,1099	0,2330	2,079
2012	0,0000	0,0872	0,2250	2,581
2013	0,0022	0,0668	0,1930	2,858
2014	0,0000	0,0677	0,1930	2,849
2015	0,0000	0,0255	0,1060	4,160

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Najniższe wartości przepływów średnich (SQ) zaobserwowano w latach 2001, 2003 oraz 2015. Ponownie trudno zinterpretować rok 2001, ponieważ jest on stosunkowo wilgotny. Obserwowane w nim przepływy niskie (NQ) są jednymi z najwyższych w badanym wieloleciu. Po raz kolejny rolę odegrała specyficzna koincydencja zjawisk meteorologicznych (*Tab. 3.6.3* i *Tab. 3.6.4*). Maksimum

opadowe pojawiło się późnym latem, co z jednej strony spowodowało utrzymanie przepływu w okresie suszy letniej, ale z drugiej strony najbardziej istotne dla zlewni wiosenne wezbranie roztopowe było niższe niż zazwyczaj. Średnie przepływy roczne (SQ) były przez pierwsze dziesięciolecie raz wyższe od przepływu średniego z wielolecia 1994–2015 (SSQ) a raz niższe. Zmienność ta występowała regularnie. Lata 2005–2009 to seria lat, kiedy przepływy średnie roczne (SQ) były niższe od średniej wieloletniej (SSQ). Potem od 2010 roku do 2014 roku następuje odwrócenie tej sytuacji przełamane suszą w 2015 roku.

Tab. 3.6.10. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Józefów w latach 1994–2015

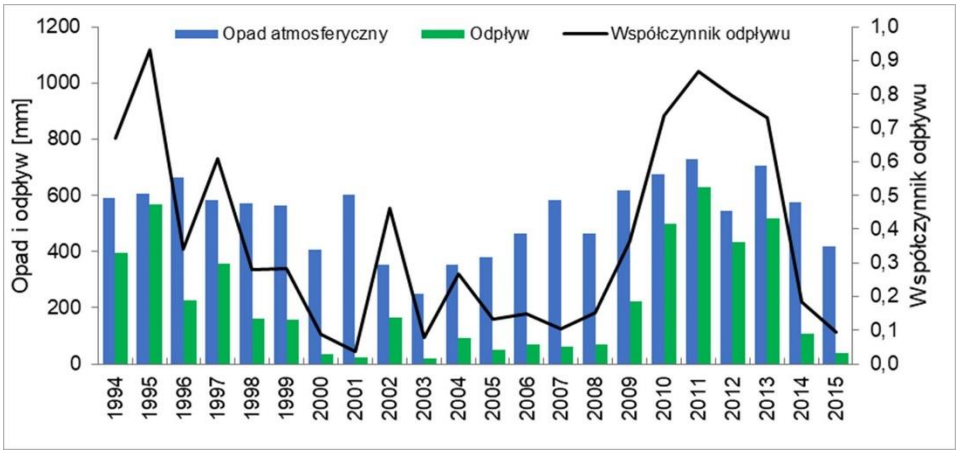
Przepływy charakterystyczne II stopnia (1994–2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,000	SNQ	0,001	WNQ	0,005
NSQ	0,012	SSQ	0,051	WSQ	0,110
NWQ	0,083	SWQ	0,298	WWQ	0,683

NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Maksymalna roczna wartość odpływu ze zlewni (WQ) była najwyższa w 1997 roku a jej pojawienie zbiegło się z powodzią tysiąclecia w Polsce. Był to jeden z niewielu przypadków, kiedy genezą najwyższego wezbrania w zlewni nie były roztopy, a opady. Podobna sytuacja miała miejsce we wspomnianym już 2002 roku, ale maksimum opadowe nie wystąpiło latem, ale na przełomie zimy i wiosny. Maksymalna wartość odpływu w 1997 i 2002 roku przekroczyła 0,600 $m^3 \cdot s^{-1}$. Najniższe przepływy maksymalne kształtowały się zazwyczaj między 0,100 a 0,200 $m^3 \cdot s^{-1}$. Tylko w 2009 roku wartości te nie zostały osiągnięte. O ile przed 2007 rokiem zmienność wartości WQ jest znaczna, to po tym roku, co można wiązać z obecnością bobrów, uległa ona znacznej stabilizacji. Podobne prawidłowości można zauważyć analizując wartości amplitudy względnej przepływów (*Tab. 3.6.9*) wyrażonej wzorem:

$$\boldsymbol{A_{wQ} = \frac{(WQ - NQ)}{SQ}}$$

Przed rokiem 2007 jej wartości były wyższe (od około 4,5 do około 16,9) i bardziej zróżnicowane, świadcząc o znaczącej zmienności przepływów w profilu wodowskazowym. Po pojawieniu się bobrów amplituda względna przepływów znacznie się zmniejszyła i doszło do wyraźnej jej stabilizacji, którą nieco zaburzyła susza 2015 roku.



Ryc. 3.6.16. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 1994–2015 (lata hydrologiczne) w zlewni Kanału Olszowieckiego

Zestawienie w wieloleciu 1994–2015 wyrażonych w mm wartości opadu atmosferycznego i odpływu oraz porównanie ich ze współczynnikiem odpływu ze zlewni (*Ryc. 3.6.16*) pozwala na ocenę charakteru poszczególnych lat pod względem relacji rocznych sum opadu do odpływu. Relacja ta jest zmienna w badanym wieloleciu. Widoczny jest związek wartości odpływu w poszczególnych latach z charakterem roku poprzedzającego (lat poprzedzających), co świadczy o pewnej bezwładności procesów retencji wody w zlewni z roku na rok. Zjawisko to pogłębiła obecność bobrów i zwiększenie przez nie zdolności retencyjnych zlewni. Szacuje się, że w niektórych przypadkach bobry mogą zretencjonować w zlewni do 8–10% rocznego odpływu. Trudno powiedzieć czy podobnie jest w zlewni Kampinos, ale niewątpliwie nastąpiło pewne wyrównanie odpływu, co skutkuje swego rodzaju uniezależnieniem wartości rocznych odpływu od opadu. Związek ten nie jest już obecnie tak silny jak przed 2007 rokiem. Reakcja zlewni na zwiększony opad nie jest już tak szybka, szczególnie odnosząc to do wartości rocznych opadu i odpływu. Pozostał natomiast silny związek odpływu z brakiem zasilania. O ile zatem odbudowa zasobów wodnych jest raczej powolna, o tyle ich zczerpywanie zachodzi stosunkowo szybko, mimo potencjalnie wyższej retencyjności zlewni. Trudno odpowiedzieć na pytanie czy jest to wynik nałożenia się wieloletnich procesów obiegu wody w zlewni (dalekie krążenie wód z Równiny Łowicko-błońskiej) czy trwała, i jako taka niebezpieczna, tendencja w zlewni badawczej.

Na tym tle pojawia się dosyć wyraźna zmienność rocznych wartości współczynnika odpływu (α). Opisuje on proporcje między odpływem a opadem atmosferycznym. Z reguły w latach wilgotnych, o wysokich sumach opadów, przyjmuje on wartości niskie. Wartości wysokie pojawiają się natomiast w latach suchych, kiedy odpływ pochodzi raczej z zasilania podziemnego niż z opadów.

Potwierdza to w zlewni Kampinos sytuacja w latach 2004 i 2012. Zdarzają się także incydentalne przypadki np. 2003 roku, kiedy wysoki odpływ przy bardzo niskich sumach opadów spowodował przekroczenie przez współczynnik odpływu wartości 0,45 w skali roku, przy średnich jego wartościach w granicach 0,15-0,20. W ciągu ostatniej dekady wielolecia wartości roczne współczynnika odpływu ze zlewni były bardziej stabilne niż w latach 90. XX w. Towarzyszyło to systematycznemu wzrostowi sum rocznych opadu oraz odpływu. Tendencja ta załamała się w wyniku suszy 2015 roku. Pewne rozchwianie sum opadów w latach 2000–2005 odbiło się również na niestabilności i nieprzewidywalności odpływu i współczynnika odpływu ze zlewni. Pojawienie się bobrów i wyrównanie odpływu ustabilizowało sytuację, ale nawet mimo tego trudno dopatrzeć się cykliczności zmian współczynnika odpływu w rozpatrywanym wieloleciu. Wzajemne proporcje opadu do odpływu podlegają zbyt wielu czynnikom z roku na rok, których tempo oddziaływania jest bardzo zróżnicowane (np. retencja pokrywy śnieżnej, retencja wód podziemnych czy ewapotranspiracja).

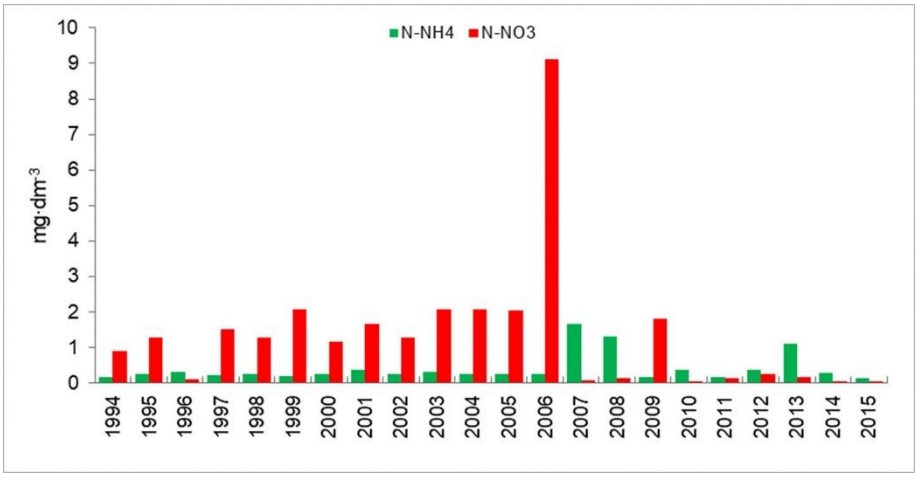
Sezonowa zmienność obiegu wody obserwowana w poszczególnych latach wielolecia 1994–2015 pozwala już na opracowywanie zestawień (*Tab. 3.6.11*) i wyciąganie pierwszych wniosków odnośnie stałych prawidłowości. Przy średniej rocznej sumie opadu wynoszącej 566,1 mm, blisko 38% stanowią opady półrocza zimowego a 62% opady półrocza letniego. Maksimum zasilania opadowego następuje w lipcu (ponad 80 mm), natomiast minimum w lutym. Odpływ roczny ze zlewni to blisko 80 mm, z czego 74% to odpływ w półroczu zimowym a tylko 26% w letnim. Blisko 50% rocznego odpływu zachodzi od lutego do kwietnia. W połączeniu ze stosunkowo niewielkimi opadami daje to najwyższe w roku wartości współczynnika odpływu przekraczające 0,4 (przy średniej rocznej około 0,15). Najniższy odpływ występuje od czerwca do października przy stosunkowo wysokich opadach letnich. Skutkuje to wartościami współczynnika odpływu, które nie przekraczają 0,07. Zasilanie zasobów wodnych zlewni następuje zatem od listopada do stycznia i poprzedza intensywny odpływ wiosenny i letni brak zasilania z głębokimi niżówkami.

Odpływ jednostkowy ze zlewni wyrażony w $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ jest stosunkowo niewielki. Przy średniej wartości na Niżu Polskim rzędu 4 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ zlewnia Kampinos okazuje się być mało zasobna w odpływającą ciekami wodę z odpływem jednostkowym wynoszącym 2,6 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. Wartości te podlegają modyfikacjom w poszczególnych porach roku (*Tab. 3.6.11*). Najwyższe są podczas roztopów od lutego do kwietnia i przekraczają wartości średnie (zarówno roczne jak i regionalne). Podczas głębokich niżówek letnio-jesiennych odpływ jednostkowy nie przekracza 1 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. Jest to spowodowane znacznym udziałem parowania w obiegu wody w zlewni. Odpływ ze zlewni wzrasta tylko nieznacznie od listopada do stycznia, kiedy uzupełniane są niedobory wilgoci glebowej i odbudowywane zasoby wód podziemnych.

Tab. 3.6.11. Średnie w wieloleciu 1994–2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w roku hydrologicznym w zlewni Kanału Olszowieckiego

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	37,0	4,1	0,11	1,6
XII	36,6	5,9	0,16	2,2
I	37,3	7,0	0,19	2,6
II	31,3	11,3	0,36	4,7
III	33,0	14,7	0,45	5,5
IV	39,5	15,7	0,40	6,1
V	55,3	7,3	0,13	2,8
VI	62,6	3,7	0,06	1,4
VII	88,9	3,9	0,04	1,5
VIII	66,8	2,0	0,03	0,8
IX	43,7	2,0	0,05	0,8
X	35,6	2,0	0,06	0,8
Półrocze zimowe	214,7	58,7	0,27	3,8
Półrocze letnie	352,8	20,9	0,06	1,3
Rok hydrologiczny	567,5	79,6	0,14	2,6

Odpływ rzeczny jest nośnikiem substancji chemicznych, które są „wymywane" ze zlewni w cyklu geochemicznym. Opisywane wielolecie 1994-2015 można pod względem stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NH_4$) podzielić na dwie części: do 2006 roku i po 2007 roku (*Ryc. 3.6.17*). Ponownie cezurą czasową jest pojawienie się bobrów. Do 2006 roku obserwowano nieznaczny wzrost stężenia azotu azotanowego N(V) z pewnymi odstępstwami w latach 1996 i 2006. W roku 1996 stężenia były zdecydowanie niższe (poniżej 0,2 $mg \cdot dm^{-3}$), natomiast w 2006 roku wielokrotnie wyższe (powyżej 9 $mg \cdot dm^{-3}$) niż w pozostałych latach. Przyczyny tych anomalii trudno powiązać ze zmiennością elementów obiegu wody. Stężenie azotu amonowego N(III) pozostawało w tym czasie względnie stałe. Po 2007 roku stężenie azotu N(V) gwałtownie spadło z wyjątkiem roku 2009. Zaraz po pojawieniu się bobrów gwałtownie wzrosło natomiast stężenie azotu N(III). Po dwóch latach przeniosły one swoje siedziby na odcinek poniżej profilu wodowskazowego i stężenie tej formy azotu w 2009 roku spadło. Natomiast w ciągu jednego roku podniosło się stężenie azotu N(V), co można wiązać z wymywaniem wniesionego przez bobry ładunku azotu, który w wyniku utleniania przekształcił się z formy N(III) do N(V). Generalnie od pojawienia się bobrów wzrosło stężenie azotu amonowego N(III) kosztem azotu azotanowego N(V) co obserwuje się w sąsiedztwie żeremi bobrowych.

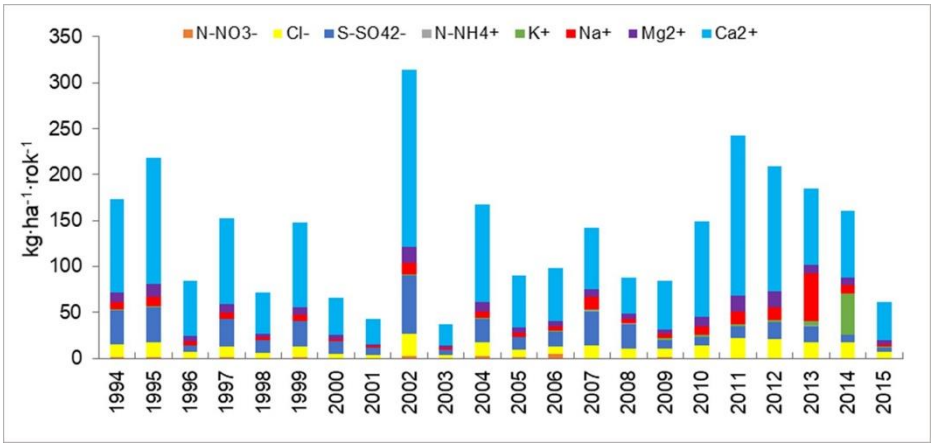


Ryc. 3.6.17. Rozkład stężeń biogenów ($N\text{-}NO_3$, $N\text{-}NH_4$) w Stacji Bazowej Kampinos w okresie 1994-2015

Szczegółowa analiza stężeń substancji chemicznych wynoszonych ze zlewni wraz z odpływem w wieloleciu 1994–2015 wykazuje, że największe ich wartości osiągane były w przypadku jonu wodorowęglanowego, wapniowego i siarczanowego (*Tab. 3.6.12*). Wyraźnie zaznaczył się wpływ pojawienia się bobrów w zlewni w 2007 roku. Początkowo w 2007 i 2008 roku wzrosły stężenia wszystkich substancji, a szczególnie siarczanów, chlorków i sodu. Po przeniesieniu się bobrów w dół cieku, stężenia zarówno wspomnianych już biogenów jak i pozostałych substancji oraz wartości przewodnictwa elektrolitycznego właściwego spadły i kształtowały się poniżej stanu obserwowanego przed 2007 rokiem. Odczyn wody rzecznej nie zmieniał się drastycznie i przyjmował wartości przedziale od pH 6,9 do pH 7,7. Były one najwyższe od 2010 do 2015 roku.

W odróżnieniu od stężeń, ładunki substancji wynoszone ze zlewni w wieloleciu 1994–2015 nie nawiązują wyraźnie do pojawienia się bobrów. Można je w pierwszej części wielolecia powiązać raczej z rytmem zmienności współczynnika odpływu. Im większa część opadu odpływała ze zlewni tym większy był ładunek substancji z niej wymywany (*Ryc. 3.6.18*). Dobrze ilustruje to przypadek 2002 roku. Po 2006 roku ta prawidłowość co prawda istnieje, ale nie jest już tak oczywista w latach 2007–2010. Od roku 2011 do 2015, kiedy spadła aktywność bobrów w sąsiedztwie profilu wodowskazowego ponownie widoczny jest związek wielkości odpływu i ładunku substancji wynoszonych ze zlewni. Jego sumaryczna wielkość wahała się od niespełna 50 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ w latach 2001 i 2003 do ponad 300 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ w 2002 roku. Średnio wartość ta przekraczała nieco 100 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$. W strukturze ładunku substancji wynoszonych uwzględniono te elementy, które badano we wszystkich latach (pominięto wodorowęglany oznaczane dopiero od 2009 roku). Dominuje wśród

nich wapń, siarka siarczanowa S(VI) i chlorki (*Tab. 3.6.13*). W latach 2011 i 2012 pojawił się znaczący udział magnezu, w 2013 – sodu, a w 2014 – potasu. Generalnie większe wartości sumaryczne ładunku obserwowano na początku i na końcu wielolecia wraz ze zwiększonymi rocznymi sumami opadów. W środku okresu, kiedy zasilanie opadowe było silnie zróżnicowane, związek sumy opadu z ładunkiem substancji wynoszonych ze zlewni był stosunkowo luźny. Tendencji tej towarzyszą coraz mniejsze w poszczególnych latach ładunki wynoszonego ze zlewni wapnia, siarki S(VI) i chlorków.



Ryc. 3.6.18. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni Kanału Olszowieckiego dla dostępnych lat obserwacji w wieloleciu 1994-2015

Na 26 powierzchniach monitoringu roślinności w zlewni Kanału Olszowieckiego w latach 1994-2014 opisano następujące zbiorowiska roślinne (Ferchmin 2014): *Phragmition* (szuwary właściwe), *Magnocaricion* (szuwary wielko turzycowe), *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis* (murawy napiaskowe), *Molinio-Arrhenatheretea* (zbiorowiska łąkowe i pastwiskowe), *Molinion caeruleae* (łąki trzęślicowe), *Calthion palustris* (łąki wilgotne), *Arrhenatheretalia* (łąki świeże), *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* (torfowiska niskie i przejściowe), *Alnion glutinosae* (olsy i łozowska), *Dicrano-Pinion* (bory sosnowe), *Potentillo albae-Quercion petraeae* (świetliste dąbrowy), *Alno-Ulmion* (lasy łęgowe).

W latach 2010-2015 na stałych powierzchniach monitoringowych zanotowano średnią defoliację sosny zwyczajnej na poziomie ok. 35% w borze mieszanym świeżym i w borze świeżym. Najwięcej sosen ze znaczącym ubytkiem aparatu asymilacyjnego reprezentowało 2 klasę defoliacji (ponad 70%). Natomiast w olsach średnia defoliacja wynosiła 24%, gdzie najwięcej drzew uplasowało się w 2. klasie defoliacji. W analizowanym wieloleciu nie stwierdzono żadnych drzew o najgorszej 4. klasie defoliacji (Olszewski i in. 2016).

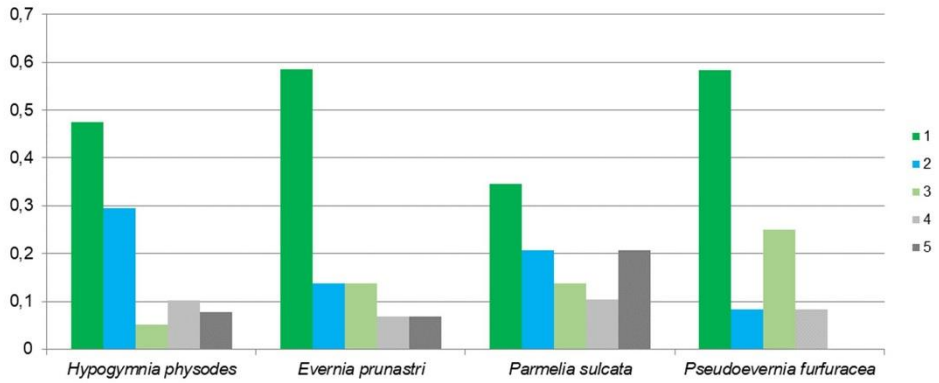
Tab. 3.6.12. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni Kampinos w okresie 1994-2015

Termin	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg dm^{-3}]-													[µg dm^{-3}]			[mS m^{-1}]	[mg dm^{-3}]		[°C]
1994	bd	41,28	123,67	0,91	4,03	0,16	0,21	16,16	8,74	0,59	12,25	112,91	7,11	0,08	bd	bd	64,6	bd	bd	bd
1995	bd	29,36	87,96	1,29	5,71	0,25	0,32	12,05	8,18	0,72	10,74	106,49	7,19	0,06	bd	bd	45,4	bd	bd	bd
1996	bd	13,10	39,25	0,12	0,53	0,30	0,39	12,10	7,87	0,70	10,44	109,00	7,09	0,08	bd	bd	55,6	bd	bd	bd
1997	bd	36,73	110,04	1,53	6,77	0,23	0,30	14,31	8,05	0,61	11,20	115,00	7,14	0,07	bd	bd	67,5	bd	bd	bd
1998	bd	37,48	112,28	1,28	5,67	0,26	0,33	14,40	8,21	0,65	10,58	121,83	7,06	0,09	bd	bd	68,4	bd	bd	bd
1999	bd	34,35	102,91	2,07	9,16	0,20	0,26	13,49	7,89	0,64	9,33	112,71	7,02	0,10	bd	bd	58,4	bd	bd	bd
2000	bd	38,39	115,01	1,15	5,09	0,25	0,32	14,23	7,91	0,63	10,41	120,25	7,06	0,09	bd	bd	68,4	bd	bd	bd
2001	bd	38,18	114,38	1,67	7,39	0,36	0,46	15,08	7,15	0,68	10,55	127,50	6,92	0,12	bd	bd	67,9	bd	bd	bd
2002	bd	38,64	115,76	1,27	5,62	0,24	0,31	14,63	8,03	0,65	10,53	117,75	6,98	0,10	bd	bd	68,9	bd	bd	bd
2003	bd	30,18	90,41	2,06	9,12	0,30	0,39	16,23	8,39	0,79	10,87	120,00	6,96	0,11	bd	bd	65,0	bd	bd	bd
2004	bd	27,40	82,09	2,06	9,12	0,26	0,33	15,66	8,04	0,79	10,80	112,83	7,03	0,09	bd	bd	66,1	bd	bd	bd
2005	bd	27,14	81,31	2,03	8,99	0,25	0,32	15,95	8,69	0,78	10,94	111,09	7,04	0,09	bd	bd	66,7	bd	bd	bd
2006	bd	29,49	88,35	9,13	40,42	0,26	0,33	16,23	9,44	0,79	11,03	110,92	7,06	0,09	bd	bd	67,0	bd	bd	bd
2007	bd	60,40	180,95	0,08	0,35	1,67	2,15	22,80	23,14	1,35	12,92	108,54	6,98	0,10	bd	bd	62,9	bd	bd	bd
2008	bd	58,03	173,85	0,15	0,66	1,30	1,67	22,18	10,40	1,02	11,97	83,28	7,27	0,05	bd	bd	47,2	bd	bd	bd
2009	297,55	21,48	64,35	1,83	8,10	0,18	0,23	20,20	9,38	4,20	11,69	114,75	6,90	0,13	208	bd	51,5	bd	bd	bd
2010	226,23	7,09	21,24	0,05	0,22	0,36	0,46	10,70	6,52	1,65	7,99	80,85	7,60	0,03	329	bd	37,9	bd	12,25	9,4
2011	299,70	7,14	21,39	0,08	0,35	0,15	0,19	13,11	7,64	1,42	10,29	100,94	7,50	0,03	122	bd	43,1	bd	3,13	9,2
2012	313,18	13,04	39,07	0,08	0,35	0,19	0,24	14,92	9,72	2,04	12,23	99,52	7,70	0,02	164	bd	49,6	bd	3,13	7,9
2013	322,60	17,32	51,89	0,03	0,13	0,46	0,59	15,84	49,61	5,23	8,08	80,36	7,40	0,04	187	bd	51,2	bd	11,97	9,2
2014	318,40	7,95	23,82	0,02	0,09	0,14	0,18	15,77	9,20	43,15	7,05	69,34	7,23	0,06	91	27,65	47,3	bd	9,60	9,3
2015	304,38	11,96	35,83	0,01	0,04	0,07	0,09	16,71	8,39	0,98	10,95	103,96	7,32	0,05	60	21,00	58,5	4,8	1,83	8,1
1994-2015	297,43	28,46	85,26	1,31	5,82	0,36	0,46	15,58	10,94	3,18	10,58	106,36	7,16	0,08	166	24,33	58,1	4,75	6,99	8,9

Tab. 3.6.13. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni Kampinos w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	$P_{ogól.}$	Al	SUS	Warstwa odpływu [mm]
	[kg ha^{-1}]																
1994	bd	37	110,84	0,8	3,58	0,18	0,23	14,39	8,09	0,54	10,79	101,62	0,07	bd	bd	bd	90
1995	bd	38	113,84	1,7	7,44	0,26	0,33	15,52	10,35	0,91	14,23	137,12	0,08	bd	bd	bd	129
1996	bd	7	20,97	0,1	0,25	0,17	0,21	6,64	4,43	0,39	5,54	60,35	0,05	bd	bd	bd	55
1997	bd	30	89,87	1,2	5,39	0,16	0,21	11,36	6,49	0,49	8,93	93,34	0,06	bd	bd	bd	81
1998	bd	14	41,94	0,5	2,11	0,11	0,14	5,13	2,93	0,22	3,88	44,68	0,03	bd	bd	bd	37
1999	bd	28	83,88	1,7	7,61	0,16	0,21	10,65	6,55	0,49	7,62	92,53	0,08	bd	bd	bd	82
2000	bd	13	38,95	0,4	1,75	0,07	0,09	4,85	2,77	0,21	3,60	41,54	0,03	bd	bd	bd	35
2001	bd	8	23,97	0,4	1,62	0,09	0,11	3,23	1,51	0,15	2,28	27,59	0,03	bd	bd	bd	22
2002	bd	63	188,74	2,1	9,39	0,33	0,42	24,48	13,05	0,98	17,13	192,55	0,17	bd	bd	bd	163
2003	bd	6	17,97	0,4	1,81	0,06	0,08	3,11	1,56	0,16	2,12	23,35	0,02	bd	bd	bd	19
2004	bd	26	77,89	2,0	8,70	0,28	0,36	14,97	7,48	0,75	10,10	105,71	0,09	bd	bd	bd	94
2005	bd	14	41,94	1,0	4,49	0,10	0,13	8,12	4,57	0,41	5,53	56,34	0,05	bd	bd	bd	51
2006	bd	16	47,93	4,8	21,18	0,16	0,20	8,41	4,73	0,42	5,78	58,37	0,05	bd	bd	bd	53
2007	bd	37	110,84	0,0	0,22	1,04	1,34	14,12	14,12	0,80	7,92	66,91	0,06	bd	bd	bd	61
2008	bd	27	80,89	0,1	0,41	0,61	0,78	10,25	4,66	0,47	5,59	38,65	0,03	bd	bd	bd	47
2009	137,54	10	29,96	0,8	3,68	0,09	0,12	9,24	4,16	1,94	5,41	53,16	0,06	0,10	bd	bd	46
2010	291,74	9	26,96	0,0	0,00	0,39	0,50	14,19	9,03	2,19	10,19	104,46	0,03	0,42	bd	bd	129
2011	514,96	12	35,95	0,2	0,76	0,17	0,22	22,34	13,75	2,41	17,70	173,54	0,05	0,21	bd	bd	172
2012	428,02	18	53,92	0,3	1,21	0,41	0,53	20,50	13,67	2,73	16,67	136,67	0,03	0,22	bd	bd	137
2013	336,69	18	53,92	0,2	0,79	0,52	0,67	16,70	52,18	5,43	8,45	83,50	0,04	0,20	bd	bd	104
2014	337,21	8	23,97	0,1	0,28	0,11	0,14	16,95	9,53	45,54	7,52	73,08	0,06	0,10	0,03	bd	106
2015	121,25	5	14,98	0,0	0,02	0,04	0,05	6,77	3,19	0,40	4,38	41,43	0,02	0,02	0,01	bd	40
1994-2015	309,63	20	60,46	0,8	3,76	0,25	0,32	11,91	9,04	3,09	8,24	82,11	0,05	0,18	0,02	bd	80

Monitoring rozrostu powierzchni plech 4 i zdrowotności wybranych gatunków porostów (na terenie zlewni Kanału Olszowieckiego rozpoczęto w roku 2002, gdzie wytypowano 10 powierzchni monitoringu porostów (Fałtynowicz, Krzysztofiak 2001). Były one usytuowane na drzewach rosnących prosto lub o znikomo pochylonych pniach (<10°), mających nie mniej niż 20 cm pierśnicy. Powierzchnie znajdowały się na pniach na wysokości nie większej niż 170 cm od gruntu. Wszystkie stanowiska były dokładnie opisane i oznaczone w terenie. A do monitoringu w Stacji Kampinos wytypowano następujące gatunki porostów: pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*, mąkla tarniowa *Evernia prunastri*, mąklik otrębiasty *Pseudoevernia furfuracea* i tarczownica bruzdkowana *Parmelia sulcata*). Pomiary na w/w powierzchniach po raz ostatni wykonano w roku 2014. Większość monitorowanych plech porostów była zdrowa. Najwięcej zdrowych plech bez uszkodzeń procentowo miały mąkla tarniowa i mąklik otrębiasty, a najmniej tarczownica bruzdkowana (*Ryc. 3.6.19*).



Ryc. 3.6.19. Procentowy udział zdrowotności plech monitorowanych porostów w poszczególnych klasach zdrowotności w latach 2002-2014
1 - bez uszkodzeń, 2 - uszkodzenia do 25%, 3 - uszkodzenia 26-50%, 4 - uszkodzenia 51-75%, 5 - uszkodzenia > 75%

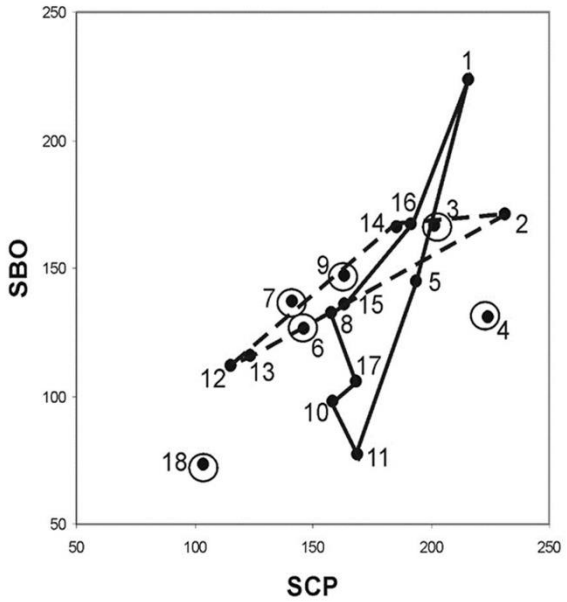
Od 2015 r. decyzją koordynatora ZMŚP prof. Andrzeja Kostrzewskiego i eksperta programu pomiarowego Epifity nadrzewne prof. Wiesława Fałtynowicza rozpoczęto realizację tego programu w zmienionej formie. Otóż do monitoringu w ramach tego programu wytypowano tylko dwa gatunki porostów: *Hypogymnia physodes* i *Parmelia sulcata*. A każdy z nich będzie monitorowany na pięciu stanowiskach. Stanowiska pustułki pęcherzykowatej znajdują się na brzozie brodawkowatej (3 stanowiska), osice i dębie (po 1 stanowisku), a tarczownicy bruzdkowanej na dębie (3 stanowiska), lipie drobnolistnej i brzozie brodawkowatej (po 1 stanowisku). Wyboru nowych stanowisk dokonał prof. Wiesław Fałtynowicz, a pomiary plech dokonają pracownicy stacji przy użyciu oprogramowania ArcGIS. Mierzone parametry nie

wykazały dużych zmienności, ale zdarzały się wyjątki, gdy część plech znikała z powierzchni na skutek odpadania płatów kory, działalności dzięcioła oraz pojawiania się mchu na powierzchni monitoringowej.

W latach 1999-2014 wykonywany był monitoring fauny epigeicznej wykorzystujący zmodyfikowane pułapki Barbera (szklane słoje o pojemności ok. 0,5 l w 1/3 wypełnione glikolem, średnice otworu 60 mm, osłonięte daszkiem podpartym na patykach). Odławiano i oznaczano biegaczowate, sprężykowate, kusakowate, marnikowate, pająki i mrówki w 18 pułapkach w większości zlokalizowanych przy piezometrach. Odłowy były prowadzone w każdym sezonie od maja do września. Na siedliskach zalesionych mokrych było 5 pułapek, na zalesionych suchych - 6, na łąkowo-ekotonowych mokrych - 5, na łąkowo-ekotonowych suchych – 2. Ponieważ w innych stacjach prowadzono tylko monitoring biegaczowatych zostaną omówione tylko wyniki ich dotyczące. W ciągu 16 lat odłowiono i oznaczono 23450 osobników ze 132 gatunków. Średnia łowność była większa na siedliskach suchych niż na siedliskach mokrych i wilgotnych. Maksymalnie w jednej pułapce podczas jednego sezonu schwytało się 438 osobników z 38 gatunków. Pod względem troficznym najwięcej było małych zoofagów (dla lat 2010-2014: 41,1-57,2%) i dużych zoofagów (dla ostatnich 5 lat badań: 37,0-55,9%), natomiast stosunkowo niewiele hemizoofagów (dla lat 2010-2014: 3,0-11,6%). Dominantami były gatunki leśne (przeważnie > 50%), na drugim miejscu uplasowały się eurytopy (zazwyczaj 30-40%), na ostatnim gatunki terenów otwartych (między 5 a 15%). Pod względem wilgotnościowym najwięcej chwytało się higrofili (zawsze >50%), kserofili było ich przeważnie ok. 20%, natomiast udział mezofili oscylował zazwyczaj w granicach kilkunastu procent. W ostatnim roku badań ich średnia biomasa osobnicza wahała się od 0,07 do 0,26 g – średnia dla wszystkich 18 pułapek wyniosła 0,15 g i była zbliżona do uzyskiwanych w całym wieloleciu 1999-2014 (Olszewski, Skłodowski 2014; Mazur i in. 2014).

Pewnym podsumowaniem wyników z lat 1999-2014 roku jest rycina 3.6.18 przedstawiająca model SCP/SBO, który powstaje przez naniesienie dodatnio skorelowanych z wiekiem drzewostanu wskaźników: na oś poziomą wskaźnika SCP (Suma Cech Pozytywnych stanowiąca sumę udziałów w zgrupowaniu osobników gatunków europejskich, leśnych, dużych zoofagów i o jesiennym typie rozwoju), zaś na oś poziomą wskaźnika SBO (Średnia Biomasa Osobnicza). Za pomocą wieloboków zaznaczono zgrupowania biegaczowatych zamieszkujące ekosystemy w różnych stadiach rozwoju sukcesyjnego. Linia ciągła połączyła obwodowo ekosystemy drzewostanów 30-letnich i starszych. Linią przerywaną zaznaczono ekosystemy, w których zamiast zwartych drzewostanów występują luźne kępy drzew. W obu grupach znalazły się powierzchnie klasyfikowane jako „suche" i jako „mokre". Obserwacje z 15 lat pokazują na diagramie SCP/SBO przesunięcie na prawą jego stronę większości powierzchni „suchych", a to z kolei oznacza, że przesuszenie lub nadmierne uwilgotnienie siedliska ma

większy wpływ na zgrupowanie biegaczowatych niż obecność lub nieobecność zadrzewień, a nawet monokultur leśnych (Mazur i in. 2014).



Ryc. 3.6.20. Model SCP/SBO zgrupowań biegaczowatych badanych w latach 1999-2014 (dolny) na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego
linia łamana ciągła łączy drzewostany 30-letnie i starsze, linia kropkowana – ekosystemy z luźnymi kępami drzew, punkty nie połączone linią, ale wpisane w okrąg – ekosystemy w stadium pionierskim

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

W badanym wieloleciu 1994–2015 zarysowało się kilka tendencji, które dosyć istotnie wpływają na funkcjonowanie geoekosystemów w zlewni badawczej Kampinos. Warunki klimatyczne, na które składa się w głównej mierze zmienność warunków termicznych i opadowych w kolejnych latach są bardzo zróżnicowane. Zauważa się występowanie skrajnie suchych i skrajnie wilgotnych lat czy miesięcy skrajnie gorących czy skrajnie chłodnych, które następują w pewnych seriach lub w sposób powtarzający się. Pod względem termicznym przykładem takiego miesiąca jest maj, który w badanym okresie rzadko kiedy był zbliżony do średniej będąc albo ponadnormatywnie ciepły, albo chłodny. Najbardziej stabilnym pod tym względem jest z kolei marzec. Jeszcze w połowie ubiegłej dekady, analizując dane do poprzedniej syntezy ZMŚP zauważono, że często maj stanowi gwałtowne przejście od warunków termicznych przedwiośnia do niemal letnich. Jest to tym bardziej istotne, że w przypadku gwałtownego wzrostu parowania, który towarzyszy wysokim

wartościom temperatury w maju skraca się znacznie okres trwania odpływu ze zlewni Kampinos. Z kolei warunki zasilania opadowego są zmienne w okresie letnim i wczesnowiosennym. Obserwuje się albo lata o całej sekwencji miesięcy bardzo wilgotnych, albo bardzo suchych. Ta sytuacja jest szczególnie niebezpieczna dla funkcjonowania geoekosystemów wtedy, kiedy prowadzi do głębokich i długotrwałych niżówek, takie miały miejsce np. w latach 2003 i 2015. Powrót do równowagi po takim epizodzie obiegu wody w zlewni trwa nawet kilka lat, co jest szczególnie niebezpieczne dla stanu siedlisk i zbiorowisk roślinnych mniej odpornych na zmienność stosunków wodnych. Co prawda silna zmienność warunków termiczno-opadowych jest normą w strefie klimatu umiarkowanego przejściowego, ale obserwowane w badanym wieloleciu zmiany warunków miewały charakter długotrwały (np. serie lat wilgotnych i serie kilku lat suchych). Sądząc jednak z wyników obserwacji wód podziemnych, generalna tendencja obiegu wody w zlewni, który jest główną siłą napędową funkcjonowania geoekosystemów jest korzystna. Obserwuje się powolny wzrost stanów wody, co jest ważne dla renaturyzacji mokradeł i odtwarzania pierwotnych stosunków wodnych w zlewni. Trudno na razie jednoznacznie stwierdzić, czy mają na to wpływ jedynie uwarunkowania klimatyczne czy też inne zjawiska np. działalność bobrów (Lenartowicz i in. 2009). Pozytywne tendencje przejawiają się także w zakresie zmniejszenia zanieczyszczenia powietrza i zdecydowanego spadku ładunku jonów siarczanowych dostarczanych do zlewni z wodami opadowymi. Można ten fakt też powiązać z nieznacznym wzrostem wartości pH wód opadowych i spadkiem ich mineralizacji (zmniejszające się wartości przewodnictwa elektrolitycznego właściwego).

Wydaje się, że utrzymanie opisanych tendencji wpłynie pozytywnie na funkcjonowanie geoekosystemów zlewni w kolejnych latach. Odtwarzanie się pierwotnych warunków obiegu wody i siedlisk właściwych dla dolin dużych rzek (w tym dzięki obecności bobrów), przy zmniejszającym się zanieczyszczeniu powietrza w zlewni związkami siarki i azotu jest dobrym prognostykiem na kolejne lata. Największym zagrożeniem może być bardzo duża zmienność warunków termiczno-opadowych, która może spowodować degradację niektórych najbardziej czułych siedlisk i zbiorowisk roślinnych, głównie wilgotnych i mokradłowych, m.in. na skutek murszenia torfów. Dodatkowy atut dla geoekosystemów zlewni stanowi położenie w obrębie parku narodowego, co pomaga ograniczać wiele zagrożeń zewnętrznych dla funkcjonowania przyrody, np. nadmierną penetrację, budowę osiedli mieszkaniowych wewnątrz parku itp. Niestety jednym z najbardziej niepokojących problemów jest presja urbanizacyjna na skraju parku, której najbardziej negatywnym przykładem jest szczelna zabudowa jego granic.

Tab. 3.6.14. Średni roczny bilans obiegu materii rozpuszczonej w zlewni Kampinos w wieloleciu 1994-2015

Parametr	Wartość
Składowe obiegu wody	
P - Opad atmosferyczny [mm]	567,5
H - Odpływ rzeczny [mm]	79,6
P-H [mm]	487,9
Bilans jonów biogennych [kg·ha^{-1}]	
SO_4^{2-}	-6,31
Cl^-	-4,684
Ca^{2+}	-75,762
Mg^{2+}	-7,173
Na^+	-6,495
Suma JB	-100,424
Bilans jonów denudacyjnych [kg·ha^{-1}]	
NO_3^-	-4,469
NH_4^+	10,836
K^+	1,215
Suma JD	7,582
Bilans materii rozpuszczonej [kg·ha^{-1}]	
Suma JB+JD	-92,842

W ramach monitoringu roślinności w ciągu 20 lat zaszły znaczne zmiany w dużej części zbiorowisk (Ferchmin 2014). Najbardziej stabilnymi okazały się zbiorowiska ze związku Magnocaricion, ponieważ zmian w zestawie gatunków jest niewiele i są nietrwałe; szczególnie ważna jest powolność procesu zarastania, który łatwo się cofa na skutek podwyższenia poziomu wody i wydłużenia okresu podtopienia. W efekcie zwiększa się co prawda pokrycie warstwy krzewów, ale dotyczy to głównie jednego gatunku – łozy *Salix cinerea*; w warstwach drzew obserwuje się wypadanie pojedynczych egzemplarzy, lub nawet grup, zwarcie pozostaje jednak nadal minimalne. Stwierdzono około 20 gatunków obcych, z których dwa stanowią zagrożenie, są to dwa gatunki nawłoci: kanadyjska *Solidago canadensis* i późna *Solidago gigantea*. O szybkości ich inwazji może świadczyć obecne pełne ich pokrywanie powierzchni ugorów we wsiach Narty i wsi Koszówka. W tych miejscach stosunkowo niedawno (w 2004 r.) były tylko rozrzucone grupy i kępy tych roślin. Nawłocie wystąpiły tylko na ośmiu powierzchniach monitoringowych, w większości w roku 2014 i tylko sporadycznie. Nie da się wykluczyć ich wtargnięcia na jeszcze inne powierzchnie przez rozsiewanie z terenów już opanowanych w Narcie

i Koszówce. Jedynym sposobem ograniczenia tej inwazji byłoby wykaszanie obszarów opanowanych i to koniecznie przed kwitnieniem. Pozostałe gatunki obce zanotowane na powierzchniach, w ich sąsiedztwie, czy w ogóle w zlewni Kanału Olszowieckiego, niezależnie od ich oceny w pozostałych częściach Puszczy Kampinoskiej, czy na innych obszarach Polski, nie wykazują żadnych cech inwazyjności, a więc nie stanowią zagrożenia dla rodzimej flory.

Monitoring uszkodzeń drzew i drzewostanów wykazał, że drzewostany silnie reagują na średnią wysokość opadów, zwłaszcza w półroczu letnim. W tzw. latach suchych ubytek aparatu asymilacyjnego był większy zarówno w borach sosnowych jak i w olsach. Ubytek ten w dużej mierze był podyktowany zwiększoną presją szkodników pierwotnych, które doskonale wykorzystują osłabienie drzew na skutek susz fizjologicznych przy niskich wysokościach opadów. Pozostałe parametry meteorologiczne miały mniejsze znaczenie dla uszkodzeń drzew i drzewostanów na monitorowanych powierzchniach. Jednak należy wspomnieć, że na młode drzewa większości gatunków drzew duży wpływ mają przymrozki, zarówno wczesne jak i późne. Natomiast dla drzew duże znaczenie mają wiatry, które po pierwsze wzmagają ewapotranspirację, ale przy większej sile powodują łamanie się gałęzi lub konarów, a w skrajnych przypadkach powodują złomy lub wywroty. Niekiedy do zjawisk takich dochodzi na większych powierzchniach. W KPN w ciągu ostatnich kilkunastu lat było kilka takich zdarzeń, jednak żadne nie miało miejsca na terenie zlewni doświadczalnej ZMŚP Kampinos.

Wyniki monitoringu epifitów nadrzewnych w latach 2002-2014 wykazały dużą zmienność (z sezonu na sezon) wielkości monitorowanych plech. Co spowodowało trudności interpretacyjne. Natomiast zauważalne było pogorszenie zdrowotności większości plech monitorowanych gatunków w latach 2011-2014.

Monitoring biegaczowatych umożliwił śledzenie zmian ilościowych i jakościowych zachodzących w strukturach zgrupowań tych bezkręgowców na skutek zmieniających się warunków uwilgotnienia i wysokości opadów (Olszewski, Skłodowski 2014) (Tab. 15).

Niezwykle ważne i ciekawe informacje uzyskano podczas prowadzenia badań malakofauny. Monitoring wód i monitoring mięczaków (*Mollusca)* na obszarze bagien Stacji Kampinos w latach 2008-20014 wykazały, iż są one doskonałym bioindykatorem stanu środowiska bagiennego (Barga-Więcławska 2014). Wykazano bardzo dobrą kondycję populacji gatunków *Vertigo moulinsiana* i *Vertigo angustior oraz* obecność gatunku *Anisus vorticulus* oraz innych rzadkich gatunków mięczaków (Barga-Więcławska i in. 2011). Na dokładność wyników uzyskiwanych metodą badania malakofauny wpływ miał jej podział na 6 grup ekologicznych: gatunki mezofile, gatunki higrofilne, gatunki hydrofilne, gatunki okresowo wysychających oczek wodnych, gatunki dużych zbiorników wodnych oraz gatunki rzek (Ložek 1964).

Tab. 3.6.15. Wpływ średnich rocznych poziomów wód podziemnych (ŚRPWP) i wysokości opadów atmosferycznych w miesiącach od V do IX (WOA) na średnią liczbę odłowionych osobników (ŚLOO) i średnią liczbę odłowionych gatunków biegaczowatych (ŚLOG) na różnych rodzajach siedlisk.

Siedliska	ŚLOO		ŚLOG	
	ŚRPWP	WOA	ŚRPWP	WOA
suche				
mokre				
zalesione				
zalesione suche				
zalesione mokre				
łąkowe i okrajkowe				
łąkowe i okrajkowe suche				
łąkowe i okrajkowe mokre				

Wyjaśnienie kolorów: zielony - istotność statystyczna p<0,05, korelacja porządku rang Spearmana, wpływ odwrotnie proporcjonalny; szary – brak istotności statystycznej

PODSUMOWANIE

W latach 1994–2015 realizowano w zlewni badawczej na terenie KPN program pomiarowy ZMŚP w zakresie wielu komponentów. Uzyskane serie danych nie zawsze są jednorodne statystycznie czy kompletne ze względu na zmiany sposobu prowadzenia pomiarów (np. program pomiarów meteorologicznych), awarie sprzętu czy też czynniki zewnętrzne takie jak np. działalność bobrów. Niemniej zebrany materiał jest bardzo bogaty. Dotyczy to szczególnie programu pomiarowego wód podziemnych, który jest prowadzony nieprzerwanie od 1994 roku w sieci aż 16 piezometrów z dobowym krokiem czasowym.

Zarejestrowane wyniki pomiarów wskazują na niepokojące zjawiska związane z narastająca zmiennością warunków klimatycznych i hydrologicznych, ale też pozytywne trendy w postaci zmniejszania się zanieczyszczenia atmosfery związkami azotu i siarki oraz poprawy jakości wód opadowych. Dużym atutem jest prowadzenie biotycznych programów pomiarowych, których reakcje są niejako odpowiedzią na panujące w danych sezonach warunki środowiskowe. Dla przykładu niepokojący jest fakt coraz większego rozprzestrzeniania się inwazyjnych gatunków roślin, m.in. nawłoć kanadyjska, nawłoć późna i niecierpek drobnokwiatowy. Naturalną sprawą są zmiany zachodzące w zbiorowiskach roślinnych. Jednak ich tempo zmian niewątpliwie mocno zależy od panujących warunków środowiskowych, szczególnie meteorologicznych Na panujące warunki z nieco dłuższym opóźnieniem reagują kilkudziesięcioletnie drzewa, co uwidacznia się podczas prowadzenia monitoringu uszkodzeń drzew

i drzewostanów. Szczególnie silne reakcje negatywne (duży ubytek aparatu asymilacyjnego) wykazują one w tzw. lata suche. Biegaczowate i mięczaki są przykładem szybko reagujących komponentów biotycznych środowiska na wszelkie zmiany środowiskowe. Należy zaznaczyć, że mięczaki stanowią bardzo precyzyjny i mocno wyczulony wskaźnik kondycji mokradeł.

LITERATURA:

Barga-Więcławska J., 2011. Monitoring malakofauny jako biotyczne narzędzie pomocnicze w interpretacji wyników programów pomiarowych: monitoringu wód gruntowych (F2), monitoringu zespołów roślinnych (J2) i monitoringu wybranych grup zwierząt (01). W: A. Kostrzewski., M. Samołyk (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji. Bibl. Monitoringu Środowiska XXVIII, Biała Góra:17-33.

Barga-Więcławska J., 2014. Monitoring malakofauny jako biotyczne narzędzie pomocnicze w interpretacji wyników programów pomiarowych: monitoringu wód gruntowych, zespołów roślinnych i fauny epigeicznej. Maszynopis, biblioteka KPN: 1-50.

Kondracki J., 2009. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Ferchmin M., 2014. Monitoring roślinności na 26 powierzchniach fitosocjologicznych w Zlewni Kampinos w Kampinoskim Parku Narodowym oraz analiza porównawcza zmian wraz z prześledzeniem występowania i rozprzestrzenienia gatunków obcych ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych w latach 1994-2014. Maszynopis KPN, Laski-Izabelin-Granica: 1-32 + załączniki (tabele i fotografie).

Lenartowicz M., Olszewski A., Andrzejewska A., 2009. Bobry jako przyczyna zakłóceń monitoringu wód w zlewni ZMŚP „Pożary". W: W. Bochenek, M. Kijowska (red.), Funkcjonowanie środowiska przyrodniczego w okresie przemian gospodarczych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Szymbark: 69-75.

Ložek V., 1964. Quartar molluscen der Tscheslovakei., Rozpór. Uspr. Ust. Geol. 31, Praha.

Matuszkiewicz J.M., 1993. Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski. PAN IGiPZ, Prace Geogr. 158: 5-107.

Mazur S., Borowski J., Łęgowski D., Perliński S., Skłodowski J., 2014. Monitoring wybranych grup stawonogów w Kampinoskim Parku Narodowym. Maszynopis, Biblioteka KPN w Izabelinie.

Økland F., 1930. Quantitative Untersuchungen der landschneckenfauna, Norvegens.I. Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere. Berlin. 16 (3-4): 748-804.

Olszewski A., Skłodowski J., 2014. Zmiany struktury zgrupowań epigeicznych biegaczowatych na różnych siedliskach zlewni ZMŚP „Kampinos". Seminarium nt. Funkcje i zadania Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w ochronie struktury krajobrazowej kraju. 25 III 2014, GIOŚ, Warszawa.

Olszewski A., Wierzbicki A., Lenartowicz M., 2016. Raport z realizacji programu badawczo-pomiarowego Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Stacji Bazowej Kampinos w 2015 roku. Maszynopis, Biblioteka Kampinoskiego Parku Narodowego, Granica–Izabelin, 1-153.

Szafer W., 1977. Szata roślinna Polski niżowej. W: W. Szafer, K. Zarzycki (red.), Szata roślinna Polski. T. II. PWN, Warszawa: 17–188.

Zielony R., Kliczkowska A., 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. Centrum Informacyjne LP, Warszawa.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI WIEŃCA

Marek Jóźwiak, Małgorzata Anna Jóźwiak, Rafał Kozłowski

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska,
Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach

WPROWADZENIE

Współczesne krajobrazy regionu świętokrzyskiego daleko odbiegają od systemów naturalnych. Już sama bliskość silnego ośrodka wczesnoagrarnego na lessach wiślickich w okresie 4800–3200 lat przed n.e. była przyczyną penetracji przez człowieka niskich Gór Świętokrzyskich pokrytych gęstymi puszczami, bogatych w łatwo dostępne surowce mineralne. Według Kowalczewskiego (1971) człowiek na tym obszarze prawdopodobnie już u schyłku paleolitu (12–8 tys. lat przed n.e.) po czasy współczesne kilkakrotnie organizował pozyskiwanie naturalnych zasobów mineralnych i ich przeróbkę. Badania rozpoznawcze (Kowalkowski i in. 1990, Kowalkowski 1992), wykazały jednoznacznie dwa rodzaje oddziaływania przemysłu na środowisko przyrodnicze tego obszaru: lokalną alkalizację oraz wielkoobszarowe zakwaszenie.

Występujące na terenie Gór Świętokrzyskich immisje i wywołane przez nie zmiany w środowisku przyrodniczym są charakterystyczne i rozpowszechnione na rozległych przestrzeniach Europy Środkowej. Region Gór Świętokrzyskich wyniesiony w stosunku do otoczenia od 100 do 400 m znajduje się pod wpływem zarówno lokalnych jak i zdalnych emisji przemysłowych i transportowych, szczególnie z kierunków dominujących zachodnich oraz północno- i południowo zachodnich wiatrów (Kowalkowski 1994, Jóźwiak 1998, 2001, Jóźwiak i in. 2006). Stwierdzone i określone fakty dotyczące reakcji składników ekosystemów leśnych na skażone powietrze można uważać za reprezentatywne dla rozległych wyżynnych obszarów centralnej Polski. W związku z przyczynowym zakwaszeniem ekosystemu leśnego centralnej części Gór Świętokrzyskich stwierdzono obumieranie starodrzewia jodłowego, uważanego za formy degeneracyjne żyznych kwaśnych buczyn, grądów i borów mieszanych (Bróż 1990; Kowalkowski, Jóźwiak 2003). Od kilku lat rozwija się również choroba buka (Kowalkowski i in. 1990, Kapuściński 1993, Kowalkowski 1996). Ponadto notowane w ostatnim czasie zmniejszone sumy rocznych opadów atmosferycznych wywołują dodatkowy stres (Jóźwiak i in. 2006). Suma tych działań stwarza istotne zagrożenie dla dalszego funkcjonowania i zachowania naturalnych zasobów przyrody ożywionej i nieożywionej. Śledzenie i poznanie zmian zachodzących pod wpływem wielokierunkowej antropopresji w środowisku przyrodniczym tego regionu jest podstawą badań w ramach

Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Badania prowadzone są od 1994 roku w Stacji Bazowej Święty Krzyż. Stacja powstała dzięki aktywności prof. dr. hab. Alojzego Kowalkowskiego, ówczesnego kierownika Zakładu Gleboznawstwa i Ochrony Przyrody Instytutu Geografii Wyższej Szkoły Pedagogicznej w Kielcach. Aktualnie funkcjonuje w ramach Katedry Ochrony i Kształtowania Środowiska Uniwersytetu Jana Kochanowskiego w Kielcach.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Geoekosystem Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż zgodnie z podziałem fizycznogeograficznym wg J. Kondrackiego (2011) położony jest w obrębie megaregionu: Pozaalpejska Europa Środkowa, Prowincji: Wyżyny Polskie, podprowincji: Wyżyna Małopolska, makroregionu: Wyżyna Kielecka, mezoregionu: Góry Świętokrzyskie. Stacja Bazowa ZMŚP Św. Krzyż znajduje się na terenie zlewni leśno-rolniczej I rzędu na stoku północnym głównego masywu Łysogóry. Leśną część tej zlewni podzielono na 3 strefy wysokościowe (Jóźwiak 2001):

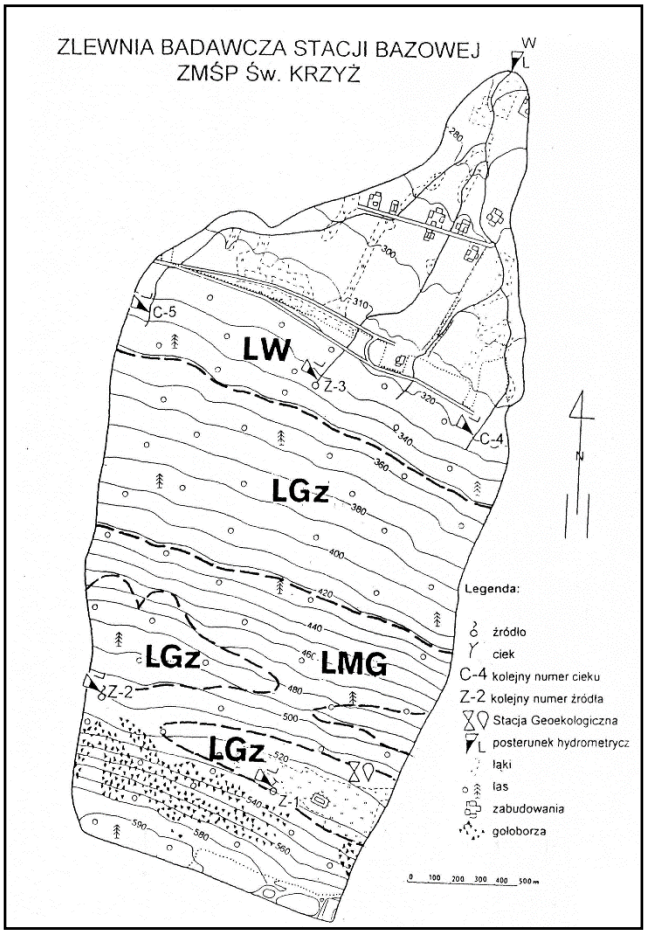
- wierzchowinową, powyżej 500 m n.p.m., ze średnimi opadami rocznymi powyżej 850 mm, na stoku długości około 395 m, z znacznymi spływami powierzchniowymi podczas roztopów i opadów, w czasie okresów bezodpływowych z śródpokrywowymi odpływami tranzytowymi;
- stokową od 500 do 340 m n.p.m., z średnimi opadami rocznymi od 850 do 800 mm na stoku długości około 705 m, z krótkotrwałymi odpływami powierzchniowymi podczas roztopów i opadów, tu dominują tranzytowe odpływy wód śródpokrywowych tworzące liczne lokalne zawieszone horyzonty wód stokowych;
- podnóża stoku od 340 do 300 m n.p.m. z opadami rocznymi od 800 do 700 mm, w pasie występowania źródeł na stoku o długości około 100 m dostarczających wód do licznych potoków górskich dopływających do rzeki Pokrzywianki.

Duża różnorodność skał macierzystych gleb i odrębny styl rzeźby regionu Gór Świętokrzyskich, ukształtowane od paleozoiku do czwartorzędu, warunkują niepowtarzalność pokrywy glebowej tego regionu w porównaniu z innymi obszarami Polski. W Górach Świętokrzyskich dominują gleby wytworzone ze zwietrzelin i osadów czwartorzędowych różnego wieku, składu mineralogicznego i uziarnienia w seriach plejstoceńskich pokryw stokowych, osadów fluwialnych, morenowych i eolicznych, zazębiających się z deluwiami i zwietrzelinami powstającymi na miejscu. Na grzbietach pasma łysogórskiego znajdują się fragmenty trzeciorzędowych i plejstoceńskich powierzchni denudacyjnych, zlokalizowane na wysokościach 300-380 m, 520-550 m i 570-600 m n.p.m., uzależnione głównie od ich budowy geologicznej.

W górskiej pokrywie glebowej znajdują się gleby litogeniczne (niestrefowe) z dominującymi cechami materiału skalnego, gleby autogeniczne z profilem zróżnicowanym na sekwencje poziomów pod wpływem biotycznych i klimatycznego czynników, zaliczane do gleb strefowych i piętrowych oraz gleby semihydrogeniczne, hydrogeniczne i napływowe, należące do śródstrefowych o genezie uzależnionej od dominującego wpływu czynnika wody ze specyficznymi zbiorowiskami roślinnymi.

Gleby litogeniczne, hydrogeniczne i napływowe na terenie zlewni odgrywają na ogół niewielką rolę ze względu na małą powierzchnię jaką zajmują. Wśród nich pozostałością plejstoceńskiego środowiska peryglacjalnego są gleby inicjalne skaliste oraz rankery próchniczne i bielicowane gołoborzy, będące ekologiczną i krajobrazową osobliwością zlewni. Większa część powierzchni dawnych gołoborzy została opanowana przez puszczę jodłowo-bukową i przekształcona w ekologicznie płytkie rankery próchniczne. W tych przewiewnych gruzowych glebach obieg powietrza jest regulowany przez przerośnięty korzeniami poziom próchniczny zawieszony na podłożu kamienistym. Zaopatrzenie w wodę natomiast w okresach bezdeszczowych odbywa się na drodze kondensacji na powierzchniach odłamków skalnych i na korzeniach drzew zwisających pękami w wolnych międzyodłamkowych przestrzeniach. Przepuszczalne gołoborza i wytworzone z nich prymitywne gleby zaopatrują stałe i okresowe źródła oraz wysięki, u ich podnóży w silnie kwaśne wody powierzchniowe oraz w tranzytowe wody migrujące w glebach teras krioplanacyjnych. O składzie mozaik glebowych na terenie zlewni decydują gleby autogeniczne. Ich skałami macierzystymi są serie pokryw stokowych, których następstwo decyduje o budowie profilu glebowego i jego typologicznym zaszeregowaniu. Gleby te tworzą wzajemnie powiązane wydzielenia i wielokrotnie powtarzające się kompleksy o charakterze górsko-paleodenudacyjno-akumulacyjnym (Kowalkowski 1992). Dominują gleby brunatne kwaśne typowe, związane ze zwietrzelinami kwaśnych skał, ubogich w Ca, Mg i K. W kompleksie z nimi wykształciły się gleby brunatne kwaśne opadowoglejowe, płowe właściwe, płowe opadowoglejowe, rdzawe właściwe i bielicowo-rdzawe. Te gleby są zależne od lokalnych układów pokryw stokowych i od związanych z nimi lokalnych zawieszonych horyzontów wód stokowych oraz od śródpokrywowej migracji stokowych wód tranzytowych. Z pasowymi strukturami pokryw stokowych - wietrzeniowej, dolnej soliflukcyjnej, środkowej akumulacyjnej oraz górnej gruzowo-kamienistej związana jest równoległa do stoku linijność ugrupowań struktury pokrywy glebowej (Kowalkowski 2000). Układ pasowy mają również występujące tu siedliska lasu wyżynnego i lasu górskiego (*Ryc. 3.7.1*). Roślinność tych lasów charakteryzuje się ubogą listą gatunków i znacznymi zniekształceniami spowodowanymi przez ponad 6000 lat trwającą intensywną na tym terenie gospodarką człowieka. Największe znaczenie mają: małopolska odmiana subkontynentalnego lasu dębowo-

grabowego *Tilio-Carpinetum*, wyżynny jodłowy bór mieszany *Abietetum polonicum* i bór mieszany sosnowo-dębowy *Pino-Quercetum*. Granica między lasem wyżynnym i lasem górskim na stoku północnym pokrywa się z warstwicą 350 m n.p.m., na stoku południowym z 450 m n.p.m.



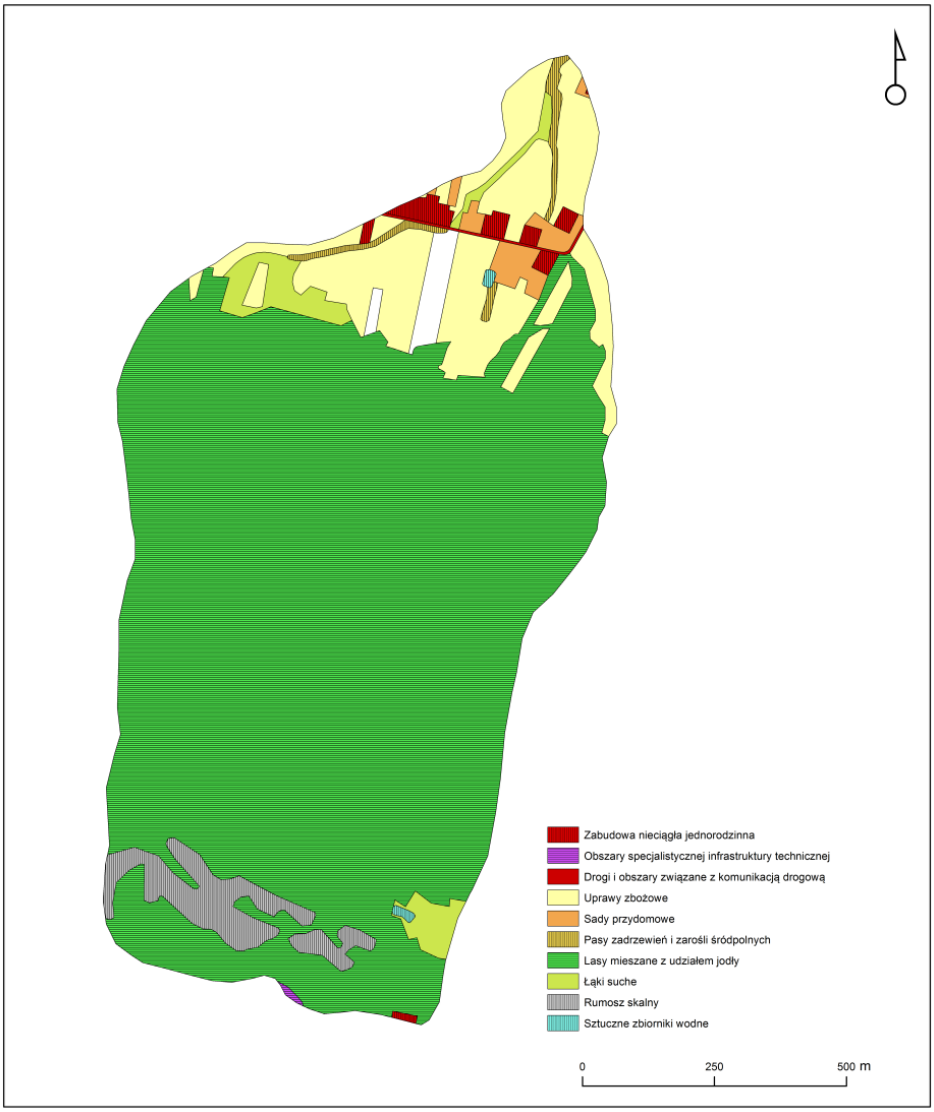
Ryc. 3.7.1. Zasięgi typów siedlisk leśnych w zlewni badawczej SB ZMŚP Św. Krzyż

Typ krążenia wody na obszarze głównego masywu Łysogór, na którego północnym stoku jest zlokalizowana Stacja Bazowa jest szybki. Związany jest z dużym nachyleniem stoku, z częstymi opadami, słabą przepuszczalnością pokryw soliflukcyjnych zbudowanych z glin pyłowych na terasach krioplanacyjnych oraz dobrą przepuszczalnością ciągłych pokryw gołoborzy. Odpływ rzeczny jest typu niwalnego, ze średnim odpływem miesiąca wiosennego marca lub kwietnia przekraczającym 180% średniego odpływu rocznego i znaczną przewagą zasilania powierzchniowego. W układzie jednostek

hydrogeologicznych, centralna część Gór Świętokrzyskich objęta badaniami w ramach realizacji programu ZMŚP, położona jest w Regionie Świętokrzyskim, Podregionie Łysogórskim (Markiewicz 1981, Maszoński 1982). Obszar ten charakteryzuje się występowaniem wód szczelinowych i porowo-szczelinowych w utworach dewonu, ordowiku, syluru i kambru. W utworach czwartorzędowych występują wody porowe. Zasoby wód w utworach dewonu są niewielkie. Prawie bezwodne są utwory kambru, ordowiku i syluru. Jest to spowodowane występowaniem szarogłazów, piaskowców kwarcytowych i mułowców – skał, których wodonośność jest bardzo mała. Potencjalna wydajność otworu studziennego wynosi od 0 $m^3 \cdot h^{-1}$ do 2 $m^3 \cdot h^{-1}$. Wyższa wydajność występuje jedynie lokalnie w strefach spękań i zaburzeń tektonicznych. Znacznie bogatsze są zasoby wód w utworach czwartorzędowych, z których lokalnie osiąga się wydajność do 10 $m^3 \cdot h^{-1}$ (Biernat i in. 2000). Przestrzenny układ zwierciadła wód gruntowych wskazuje na duże zróżnicowanie horyzontu wód podziemnych. W strefie dolnej zboczy soliflukcyjne utwory gruzowo-gliniaste zawierają więcej części ilastych tworząc nieprzepuszczalną zaporę, utrudniającą odpływ wód z pokryw zwietrzelinowych. Na granicy gruzowo-zwietrzelinowej i ilastej, woda wypływa ze zboczy w postaci źródeł lub wysięków. Duże ilości wód opadowych łatwo infiltrują w podłoże i dopiero w dolnych częściach stoku wypływają w postaci źródeł, przeważnie rumoszowo-zaporowych.

Góry Świętokrzyskie wyróżniają się wśród sąsiadujących regionów indywidualizmem klimatycznym wyznaczonym przez wiele cech. Należą do nich między innymi: sumy rocznych opadów wyższe od 650 mm, średnie roczne temperatury niższe od 7°C, średnie temperatury powietrza w styczniu niższe od -4°C, średnie temperatury powietrza lipca niższe od 17,5°C, średni czas trwania lata termicznego krótszy od 90 dni, średni czas trwania zimy termicznej liczący ponad 100 dni, średnie sumy parowania terenowego ponad 450 mm, średni roczny maksymalny zapas wody w pokrywie śnieżnej ponad 75 mm. Wraz z innymi elementami klimatu cechy te upodabniają Region Świętokrzyski do terenów górskich lub Polski północno-wschodniej (Olszewski 1992). Pokrycie terenu stanowią głównie lasy mieszane z udziałem jodły 94,83 ha (78,59%), uprawy zbożowe 13,76 ha (11,40%), łąki suche 2,9 9 ha (2,47%), rumosz skalny 3,91 ha (3,24%), sady przydomowe 1,46 ha (1,21%), ugory i odłogi 1,20 ha (1,00%), zabudowa nieciągła jednorodzinna 1,19 ha (0,98%), pasy zadrzewień i zarośli śródpolnych 0,94 ha (0,78%), drogi i obszary związane z komunikacją drogową 0,19 ha (0,16%), sztuczne zbiorniki wodne 0,14 ha (0,11%), obszary specjalistycznej infrastruktury technicznej 0,06 ha (0,06%). Mapę pokrycia terenu i użytkowania ziemi przedstawia rycina 3.7.2.

Powyższa charakterystyka wskazuje, że przyjęty do badań obszar jest reprezentatywny dla obszaru gór niskich i wyżyn.

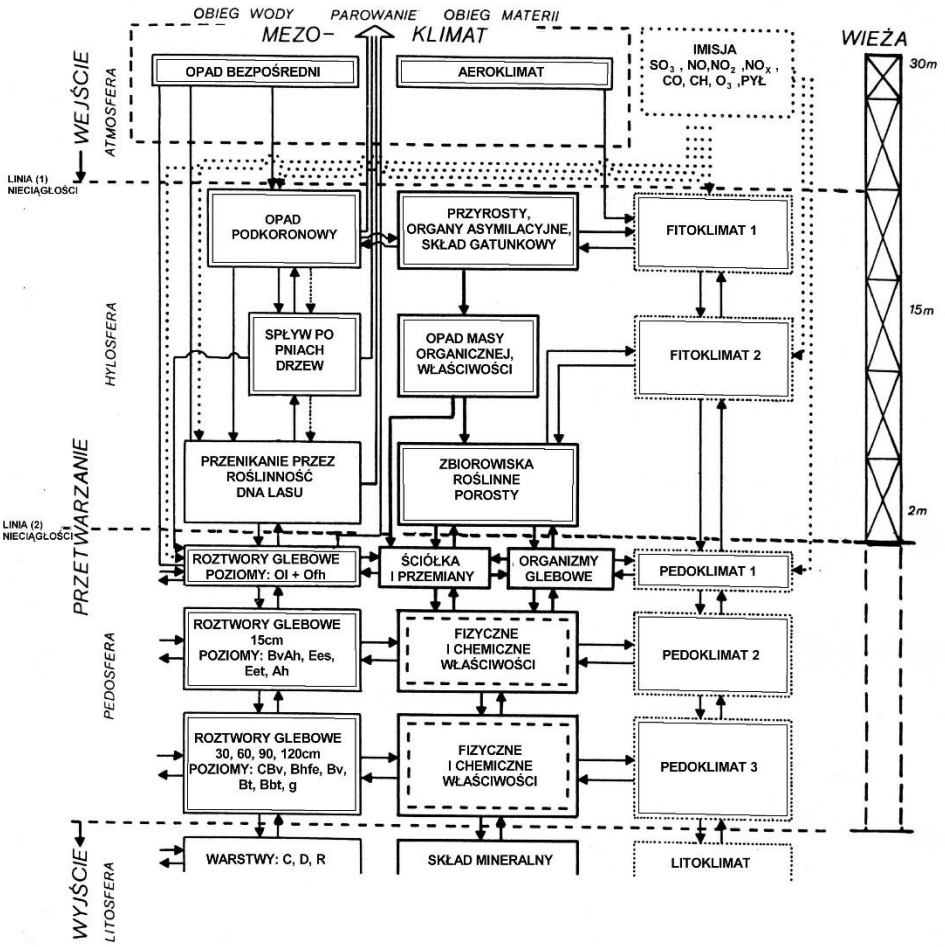


Ryc. 3.7.2. Mapa pokrycia terenu i użytkowania ziemi zlewni reprezentatywnej Stacji Bazowej Święty Krzyż

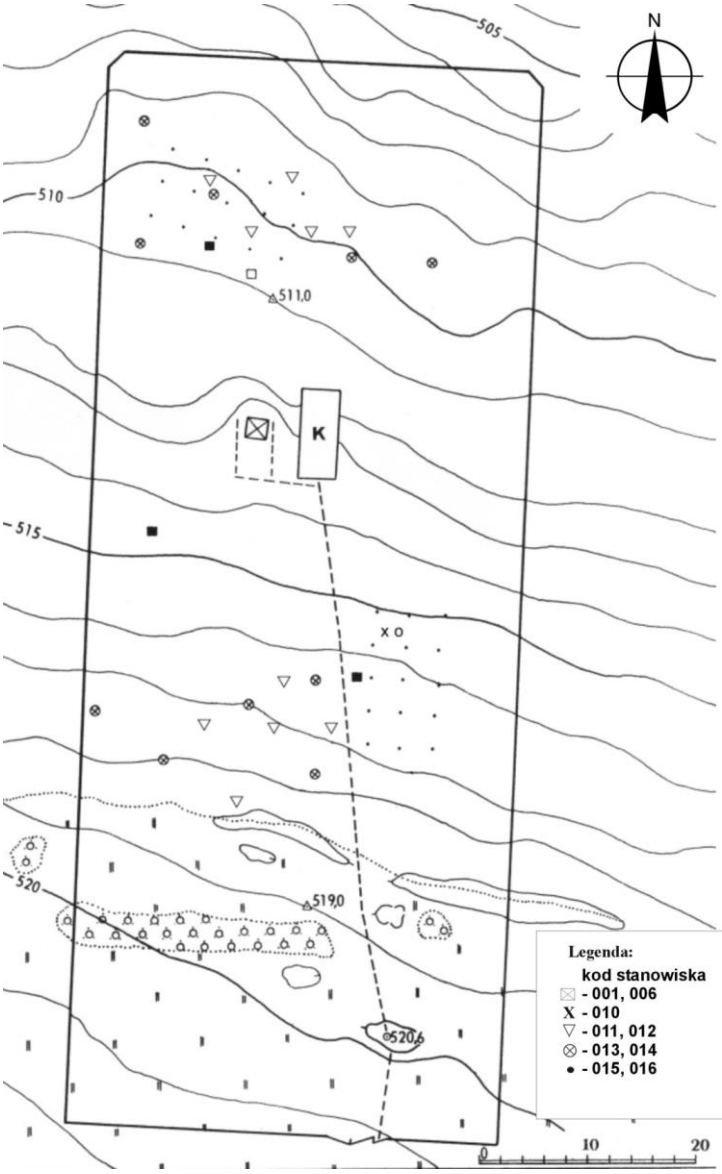
PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Odpowiednio do wymagań programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w latach 1994-2015 prowadzono pomiary podstawowych cech reprezentatywnego ekosiedliska w przekroju pionowym w systemie atmosfera (wejście) – hylosfera (las) – pedosfera (przetwarzanie) – hydrosfera, litosfera (wyjście) – rycina 3.7.3.

Stacja Bazowa Św. Krzyż zajmuje powierzchnię 4000 m^2 w prostokątnym obszarze, w oddziałach 115d, h Świętokrzyskiego Parku Narodowego, ogrodzonym płotem (*Ryc. 3.7.4*). W centralnej jej części znajduje się stalowa wieża wysokości 30 m z czujnikami meteorologicznymi i czerpniami powietrza do pomiaru imisji, na poziomie 30 metrów nad powierzchnią gruntu.

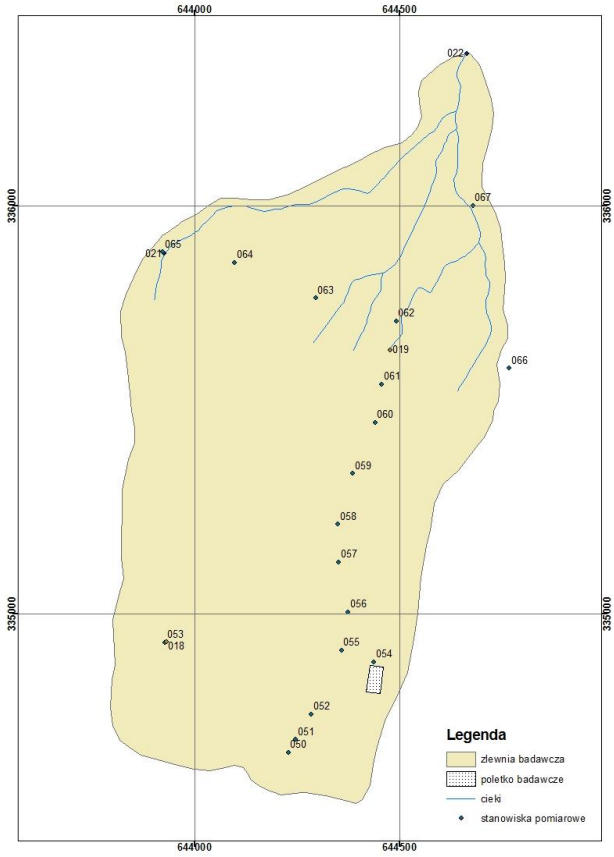


Ryc. 3.7.3. Założenia metodyczne modelu systemu geoekologicznego w SB Św. Krzyż



Ryc. 3.7.4. Rozmieszczenie podsystemów pomiarowych na stałej powierzchni badawczej SB ZMŚP Św. Krzyż

W przekroju poziomym badania prowadzone były w zlewni reprezentatywnej o powierzchni 1,269 km^2 położonej między wysokościami od 595 m n.p.m. do 268 m n.p.m. (*Ryc. 3.7.5*).



Ryc. 3.7.5. Zlewnia reprezentatywna SB ZMSP Święty Krzyż

Zakres badań obejmował 13 programów pomiarowych.

Meteorologia (A1). Program realizowano w oparciu o dane godzinowe rejestrowane przez czujniki firmy Trax-elektronik (lata 1994-2001), a od 2001 roku przez automatyczną stację MILOS 500. Do pomiaru temperatury na wysokości 5 cm oraz w gruncie na głębokościach 5, 10, 25, 50 cm wykorzystywano czujniki Vaisala.

Chemizm powietrza (B1). Dane uzyskiwano z automatycznych analizatorów firmy Horiba. Opad suchy mierzono pośrednio przez stwierdzenie stężeń gazowych i stałych składników w jednostce objętościowej powietrza atmosferycznego nad koronami drzew. Podstawę danych stanowią pomiary 30-to minutowe przeliczone na wyniki średniodobowe. Mierzone były stężenia SO_2, NO_2, O_3, pył zawieszony całkowity. Ponadto do pomiarów SO_2 i NO_2 zastosowano metodę pasywną, polegającą na wystawianiu raz w miesiącu próbników z pochłaniaczem.

Chemizm opadów atmosferycznych (C1). Badania prowadzone były na otwartej przestrzeni - wody opadu bezpośredniego całkowitego (suchy+mokry). Pomiary dokonywano w cyklu tygodniowym. Bezpośrednio w terenie mierzono właściwości fizyczno-chemiczne (pH, przewodność elektryczną) oraz wielkość opadu. Do badań laboratoryjnych składu chemicznego przygotowywano zbiorczą próbkę miesięczną.

Chemizm opadu podkoronowego (C2) i spływu po pniach (C3). Wody przenikające przez zwartą koronę drzewostanu bukowo - jodłowego i bukowego pobierano do 10 chwytaczy o łącznej powierzchni wlotowej 1,134 m^2. W celu pozyskania wody opadu pośredniego spływającego po pniach drzew, na 5 bukach i 5 jodłach, zamontowano pierścienie gumowe, a spływające roztwory gromadzono w pojemnikach. Bezpośrednio w terenie, raz w tygodniu, mierzono właściwości fizyczno-chemiczne (pH, przewodność elektryczną) oraz wielkość opadu. Do badań laboratoryjnych pobierano, skumulowaną z poszczególnych punktów pomiarowych w każdym z programów, próbę wody do pojemnika polietylenowego o pojemności 1 l firmy Brand. Próbki te przewożono do laboratorium, gdzie przechowywano w temperaturze 4°C. Z próbek tygodniowych wykonywano próbę miesięczną, w której oznaczano skład chemiczny.

Siarka i metale ciężkie w porostach (D1). Badania prowadzone były od 2001 przez specjalistę ZMŚP. Na terenie zlewni eksponowane były, w półroczu letnim i zimowym, porosty *Hypogymnia physodes* przywożone na gałązkach z Puszczy Boreckiej.

Chemizm roztworów glebowych (F1). Do badań wykorzystywano 12 lizymetrów podciśnieniowych z teflonowymi kubaczkami szwedzkiej firmy Eijkelkamp. Lizymetry zamontowano w drzewostanie jodłowo-bukowym w glebie brunatnej opadowo-glejowej na głębokościach 15, 30, 60, 90 i 120 cm. w kilku powtórzeniach. Próby roztworów z poszczególnych poziomów pobierano w cyklu tygodniowym. Bezpośrednio w terenie mierzono ilość pozyskiwanych roztworów i oznaczano ich właściwości fizyczno-chemiczne (pH, przewodnictwo elektryczne). Do badań laboratoryjnych pobierano próbki 1l z każdego poziomu i przechowywano w temperaturze 4°C. Chemizm roztworów oznaczano w próbach miesięcznych.

Wody podziemne (F2). W ramach programu badano wydajność, właściwości fizyczno-chemiczne oraz chemizm wód dwóch źródeł położonych na wysokości 528 m n.p.m. i 328 m n.p.m. Badanie właściwości fizyko-chemicznych wykonywano bezpośrednio w terenie w cyklu tygodniowym przy użyciu czujnika jakości wody U-10 firmy Horiba. Próbki wody do oznaczeń składu chemicznego, o objętości 1 l, pobierano w ostatnim dniu miesiąca. Wydajność źródła badano przy użyciu przelewu Thompsona oraz metodą naczynia podstawionego.

Opad organiczny (G2). Opad organiczny badano w dwóch biogrupach drzew: jodłowo-bukowym z domieszką graba oraz bukowym z podrostem jodły

o powierzchniach 200 m^2 każde. Na powierzchniach rozmieszczono po 15 chwytników opadu organicznego na areale 6 x 12 m, z ogólną powierzchnią chwytną 0,7065 m^2. Opad biologiczny wybierano z chwytaczy w cyklu miesięcznym, w laboratorium sortowano botanicznie, oznaczano masę świeżą i masę suchą oraz skład chemiczny.

Wody powierzchniowe – rzeki (H1). W latach hydrologicznych 1999-2015 prowadzono pomiary hydrologiczne, fizyczno-chemiczne i chemiczne wód w zlewni badawczej w dwóch profilach (*Ryc. 3.7.6*). Pierwszy z nich (profil 021) znajduje się w ekosystemie leśnym, drugi (profil 022) – punkt zamykający zlewnię, znajduje się w agroekosystemie. W roku 1999 założono nowy punkt hydrometryczny. Oznaczenia właściwości fizyczno-chemicznych w każdym profilu dokonywane były od roku 1999 bezpośrednio w terenie w cyklu tygodniowym, natomiast chemizm oznaczano w próbie miesięcznej. Od roku 2000 w profilu 022, 1 raz w tygodniu mierzona była wielkość przepływu (przelew Poncoleta) oraz stan wody na łacie wodowskazowej. W sposób ciągły stany wody rejestrowano przy użyciu limnigrafu.

Struktura i dynamika szaty roślinnej (J2). Do obserwacji wyznaczono dwie kategorie powierzchni stałych: 4 kwadraty ułożone w tetradzie (przylegające wzajemnie do siebie) o boku 20 m każdy o łącznej powierzchni 400 m^2, na których prowadzono badania parametrów dynamiki szaty roślinnej dwukrotnie w sezonie wegetacyjnym (wiosna, pełnia lata) oraz 8 losowo wskazanych kwadratów o boku 2 m każdy o łącznej powierzchni 4 m^2, wpisanych w osnowę siatki złożonej ze 100 kwadratów o boku 2 m wypełniających kwadrat o boku 20 m – monitoring dynamiki populacji gatunków runa leśnego (warstwa C) oraz naziemnej warstwy porostowo-mszystej (warstwa D).

Epifity nadrzewne (M1). Badania prowadzone były na stałej powierzchni doświadczalnej, na której wytypowano osiem stanowisk występowania porostu pustułki pęcherzykowatej (*Hypogymnia physodes L. Nyl.*) na 5 gatunkach drzew (*Larix decidua, Betula pendula, Betula obscura, Pinus silvestris, Quercus robur*). Raz w roku wykonano pomiary przyrostu plechy.

Fauna epigeiczna (O1). Na terenie zlewni wytypowano dwa poletka doświadczalne, w lesie górskim zdegradowanym (LGz) i lesie mieszanym (LM), na których założono po 5 pułapek Barbera w trzech powtórzeniach. Biegaczowate (*Carabidae*) pozyskiwano w cyklu miesięcznym.

Uszkodzenie drzew i drzewostanów (K1). Do badań wyznaczono siedlisko leśne charakterystyczne dla typowych na obszarze monitorowanym zbiorowisk roślinnych. Po zidentyfikowaniu dominującego w obrębie siedliska gatunku (*Abies alba* Mill.) wybrano 20 osobników na powierzchni nie większej niż 1 ha (poletko koliste o promieniu ok. 50 m). Dla każdego z monitorowanych drzew uzyskano następujące dane: pierśnicę, wartość defoliacji oraz odbarwienia. Pomiar był wykonany przy pełnym świetle słonecznym za pomocą lornetki.

Uzyskanym wartościom defoliacji oraz odbarwienia (stosując odpowiedni przedział 0-100%) przyporządkowywano właściwy im numer klasy.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

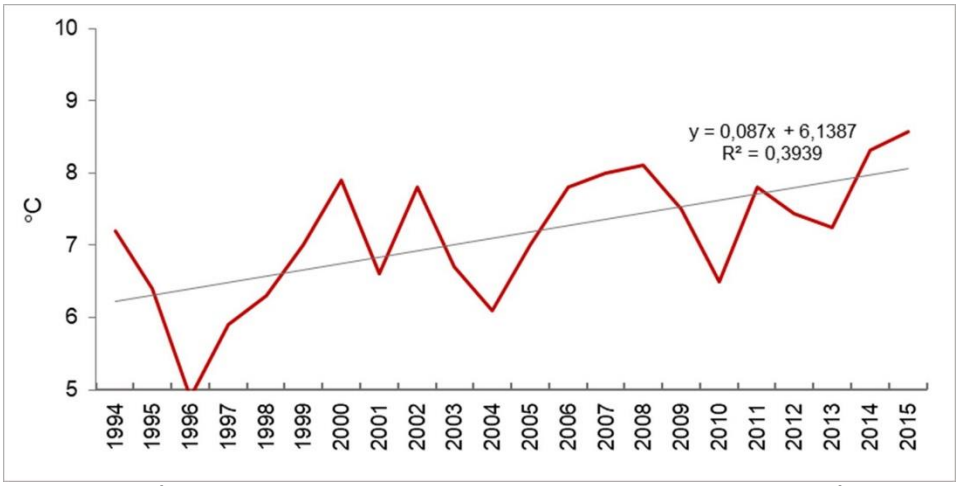
Ilość energii docierającej do geoekosystemu zależy od czasu, w jakim jest dostarczana i jej intensywności. Usłonecznienie i promieniowanie całkowite są parametrami określającymi te wielkości. W wieloleciu 1994-2015 największe wartości promieniowania całkowitego notowano w miesiącach letnich, z maksimum w sierpniu – 1265,80 $W \cdot m^{-2}$ (*Tab. 3.7.1*). Najmniejsze wartości promieniowania przypadały na grudzień (65,380 $W \cdot m^{-2}$). Średnia temperatura powietrza w latach 1994–2015 była równa 7,1°C, z wahaniami od 4,9 w roku 1996 do 8,57 w roku 2015. Średnie wartości roczne (dla roku hydrologicznego) wahały się pomiędzy 7,2°C i 9,8°C.

Tab. 3.7.1. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż w okresie 1994-2015

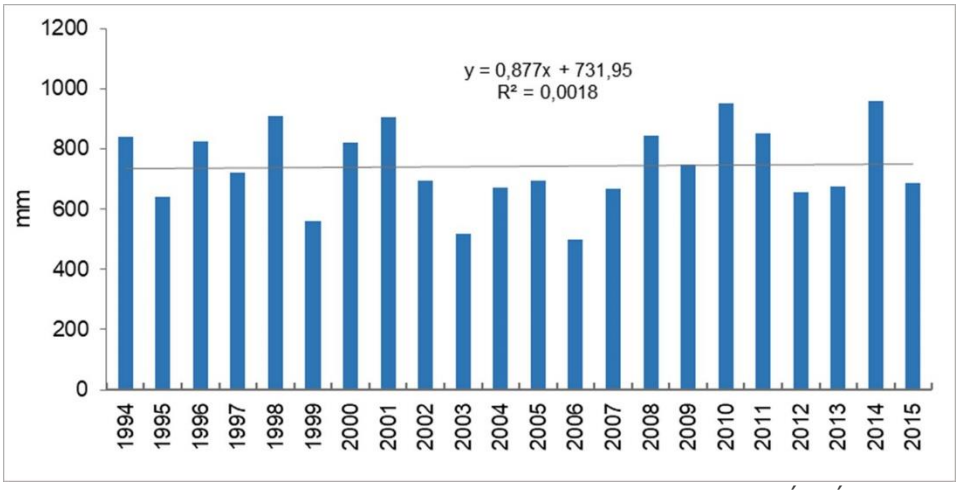
Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	19,2	49,1	108,0	149,8	183,6	192,4	212,0	198,5	140,7	100,4	39,1	19,8	123,0
TA_$X_{max\ abs}$	[°C]	9,8	12,8	19,5	28,0	30,2	29,8	32,6	32,8	31,8	21,5	16,7	16,7	32,8
TA_X_{max}	[°C]	6,2	8,3	15,7	21,3	25,1	27,5	30,0	29,3	25,2	19,2	14,5	8,2	19,2
TA_D	[°C]	**-3,5**	-2,5	1,0	7,5	12,6	15,5	17,9	17,3	12,2	7,3	2,2	-2,3	7,1
TA_N_{min}	[°C]	-11,7	-9,5	-5,6	0,2	4,7	8,4	10,9	9,7	5,7	0,8	-3,8	-8,4	0,1
TA_$N_{min\ abs.}$	[°C]	-25,7	-23,2	-17,1	-6,5	-3,6	2,59	5,93	6,41	-0,5	-7,5	-14,4	-21,2	-25,7
TA_$G_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-1,9	-2,0	1,4	7,0	11,5	14,3	16,5	16,2	12,0	7,5	3,1	-0,7	7,1
TA_$G_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-15,9	-18,8	-12,2	-6,4	-3,2	4,3	5,3	4,7	-0,1	-7,1	-16,5	-17,1	-18,8
T_$S_{5\ cm}$	[°C]	1,2	1,3	2,3	5,6	9,7	12,3	14,3	14,2	11,4	8,2	4,6	1,6	7,3
T_$S_{20\ cm}$	[°C]	2,3	1,9	2,3	4,7	8,2	10,8	12,8	13,5	11,6	8,9	5,9	3,5	7,2
T_$S_{50\ cm}$	[°C]	2,8	2,3	2,6	4,7	7,9	10,4	12,2	12,9	11,3	9,1	6,3	4,1	7,3
HH	[%]	90,0	86,6	80,3	71,7	71,8	73,6	73,8	73,9	80,5	85,1	89,6	90,6	80,0
RR_T	[mm]	46,9	39,9	47,9	49,0	73,5	82,2	102,0	67,4	60,8	44,6	46,8	42,9	707,8
SC_H	[cm]	27,2	21,4	12,1	5	.	.	.	.	.	1,4	7,7	24,2	8,7
WIV	[$m \cdot s^{-1}$]	3,5	3,4	3,7	3,3	3,2	3,2	3,1	3,0	3,2	3,5	3,9	3,7	3,3

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, TA – temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H - pokrywa śnieżna, WIV – prędkość wiatru

W analizowanym wieloleciu stwierdzono tendencję wzrostową temperatury powietrza, szczególnie po roku 2010 (*Ryc. 3.7.6*). Analiza średnich rocznych temperatur w wieloleciu 1994-2015 wskazuje, że średnia roczna temperatura powyżej 7°C występowała 14 lat, natomiast poniżej 7°C 8 lat (*Ryc. 3.7.8*). Najcieplejszymi miesiącami w ciągu roku były lipiec (17,9°C) i sierpień (17,3°C). W roku 2015 sierpień z średnią temperaturą 21,0°C zakwalifikowano do ekstremalnie ciepłych (*Tab. 3.7.2*). Najniższą średnią temperaturę powietrza w wieloleciu stwierdzono w styczniu (-3,4°C).



Ryc. 3.7.6. Średnia roczna temperatura powietrza w SB ZMSP Św. Krzyż w wieloleciu 1994-2015



Ryc. 3.7.7. Roczna suma opadów atmosferycznych w SB ZMŚP Św. Krzyż w wieloleciu 1994-2015

Tab. 3.7.2. Klasyfikacja termiczna w SB ZMŚP Św. Krzyż w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	1,3	0,1	-0,2	-3,9	1,8	7,3	10,9	14,0	19,8	16,5	13,5	5,0	7,2
1995	1,7	-1,0	-4,1	0,7	0,3	5,4	10,7	15,2	18,7	17,0	10,8	9,5	7,1
1996	-1,9	-6,2	-7,5	-7,5	6,2	6,2	13,3	15,4	14,5	16,4	7,8	7,3	5,3
1997	3,7	-6,9	-5,9	-1,1	1,0	2,7	12,1	15,0	15,8	16,8	11,2	4,0	5,7
1998	1,0	-2,1	-1,1	1,1	-1,1	8,3	12,3	15,9	16,0	14,7	11,2	5,4	6,8
1999	-3,1	-2,5	-1,4	-3,8	2,4	7,8	11,3	15,8	18,2	15,7	14,0	5,8	6,7
2000	0,1	-2,4	-4,1	-0,6	0,8	10,8	13,9	15,8	14,7	16,7	10,0	10,7	7,2
2001	5,8	0,5	-1,8	-1,8	0,7	6,7	13,3	13,0	17,9	17,6	10,0	10,2	7,7
2002	0,1	-6,3	-0,3	2,2	3,6	7,1	15,7	15,5	18,6	18,8	11,7	5,4	7,7
2003	3,5	-6,6	-4,5	-5,9	0,6	5,5	14,5	16,6	17,7	17,9	13,1	3,3	6,3
2004	1,9	-1,8	-7,4	-2,4	1,1	6,4	10,2	13,6	15,3	16,9	11,6	7,8	6,1
2005	1,2	-0,8	-2,0	-5,3	-1,4	7,9	12,5	14,7	18,8	16,3	15,1	8,5	7,1
2006	1,7	-2,6	-6,5	-4,8	-1,9	8,1	12,3	16,0	21,5	16,1	15,6	10,1	7,1
2007	5,2	1,8	1,0	-2,0	5,0	8,4	14,0	17,3	17,8	17,7	11,7	6,7	8,7
2008	-0,3	-1,6	-0,8	0,9	1,8	7,5	11,7	17,1	17,4	18,0	11,2	9,0	7,7
2009	3,8	-0,2	-3,6	-2,9	0,3	10,7	12,1	14,3	18,8	17,8	14,9	5,4	7,6
2010	4,6	-2,8	-8,6	-2,9	1,7	7,7	11,5	17,0	19,0	18,1	10,7	4,4	6,7
2011	4,8	-5,8	-2,3	-5,6	2,3	9,4	13,0	16,8	16,0	17,8	14,8	7,8	7,4
2012	2,7	0,5	-3,7	-8,4	3,4	8,1	13,8	16,0	19,6	18,2	13,9	7,6	7,6
2013	4,4	-4,2	-5,1	-3,1	-3,8	7,1	13,0	16,5	18,4	18,5	10,7	10,0	6,9
2014	3,6	0,8	-3,1	1,7	5,3	8,9	12,6	15,0	19,4	16,8	11,2	9,3	8,5
2015	3,3	-1,0	-1,3	-0,5	3,6	7,2	11,6	15,4	19,1	21,0	13,5	6,1	8,2
średnia	2,2	-2,3	-3,4	-2,5	1,5	7,5	12,6	15,5	17,9	17,3	12,2	7,2	7,1

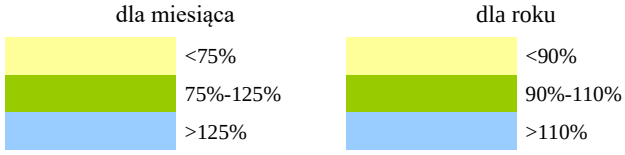
ekstremalnie ciepły
anomalnie ciepły
bardzo ciepły
ciepły
lekko ciepły
normalny
lekko chłodny
chłodny
bardzo chłodny
anomalnie chłodny
ekstremalnie chłodny

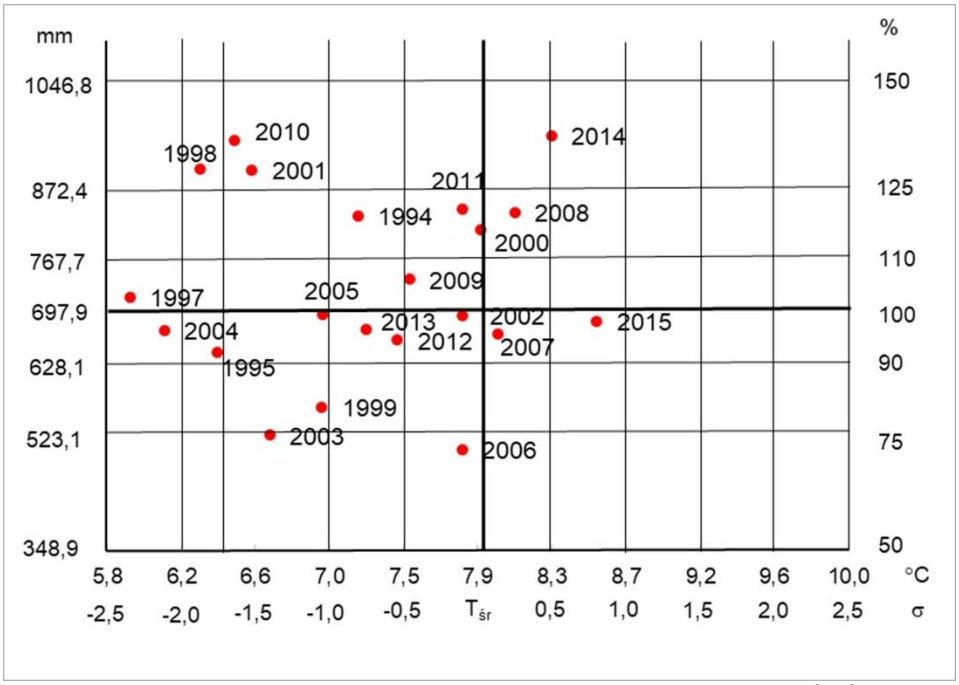
Średnia suma opadów atmosferycznych za minione 22 lat wynosiła 727,8 mm. Pod względem sumy opadów w roku wyróżniają się lata 2014 z sumą 957,9 mm oraz rok 2010 – 949,4 mm. Największą sumę opadów zanotowano w roku 2014 – 957,9 mm, z wahaniami od 27,3 mm w lutym do 234,6 mm w lipcu (*Ryc. 3.7.7*, *Ryc. 3.7.8*).

W analizowanym okresie stwierdzono sezonową zmienność wielkości opadu. W miesiącach zimowych notowane były znacznie niższe sumy opadów niż w miesiącach letnich. Wiosną i jesienią sumy opadów były zbliżone. Miesiącem z najwyższą średnią sumą opadu był lipiec (104,5 mm), natomiast najniższą luty (40,2 mm) Średnia miesięczna suma opadu dla okresu badań była równa 60,7 mm (*Tab. 3.7.3*).

Tab. 3.7.3. Klasyfikacja opadowa w SB ZMŚP Św. Krzyż w wieloleciu 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	45,9	33,7	76,3	13,8	91,7	91,8	82,3	68,9	70,4	58,7	60,9	77,4	771,8
1995	54,3	85,0	45,5	67,6	41,9	88,1	42,0	98,1	25,2	43,9	79,8	18,9	690,3
1996	46,7	37,4	23,1	41,0	53,8	42,8	110,9	77,4	89,2	139,2	152,5	41,1	855,1
1997	61,5	16,7	10,8	45,8	28,3	34,6	78,8	56,2	45,8	52,7	46,4	73,0	550,6
1998	49,3	50,9	48,3	34,1	67,5	77,4	43,3	161,1	95,6	85,4	62,8	93,8	869,5
1999	50,3	50,8	37,7	102,3	35,6	56,4	35,4	155,7	66,6	70,4	24,1	67,9	753,2
2000	15,0	31,0	63,7	54,4	94,3	48,4	42,4	46,5	197,1	60,3	90,5	3,9	747,5
2001	48,7	54,3	37,0	22,0	40,1	139,4	40,5	95,1	249,1	88,6	71,5	21,8	908,1
2002	43,0	60,8	80,2	110,2	56,6	23,6	44,4	96,6	44,4	48,0	47,0	81,6	736,4
2003	37,6	23,6	72,0	11,8	25,6	37,8	53,2	41,0	82,0	39,4	45,2	53,4	522,6
2004	30,0	55,4	37,4	38,2	32,4	54,8	50,4	52,8	91,0	125,4	28,8	48,4	645,0
2005	27,2	10,0	67,5	49,8	58,3	14,6	113,2	43,0	147,4	30,0	17,4	5,6	584,0
2006	25,4	122,8	13,0	11,2	49,0	33,6	65,4	62,4	2,8	125,4	29,8	35,8	576,6
2007	51,2	17,2	79,4	38,0	54,2	16,8	46,2	109,0	84,6	38,2	127,5	21,8	684,1
2008	35,8	15,2	78,6	20,6	92,8	68,8	65,6	37,6	100,8	55,0	75,6	71,8	718,2
2009	111,2	66,0	11,8	14,6	76,6	0,2	117,0	141,6	102,2	57,2	51,8	85,0	835,2
2010	66,4	79,7	53,0	99,5	15,9	28,9	196,5	105,0	133,5	126,5	105,5	13,6	1024,0
2011	53,5	22,5	33,3	36,0	10,0	97,0	87,0	65,5	294,0	60,5	8,0	49,0	816,3
2012	0,2	42,2	42,2	10,8	19,0	42,6	35,2	84,6	63,4	27,6	25,6	86,0	479,4
2013	65,4	31,0	68,0	25,4	25,6	52,5	114,6	124,0	27,1	13,0	86,5	24,4	657,5
2014	106,5	21,8	39,0	27,3	92,0	33,3	94,2	80,3	234,6	110,9	54,3	40,5	934,7
2015	37,6	114,0	59,8	9,4	41,8	28,2	109,8	28,6	52,2	31,0	104,8	33,4	650,6
średnia	48,3	47,4	49,0	40,2	50,1	50,5	75,8	83,2	104,5	67,6	63,5	47,6	727,8





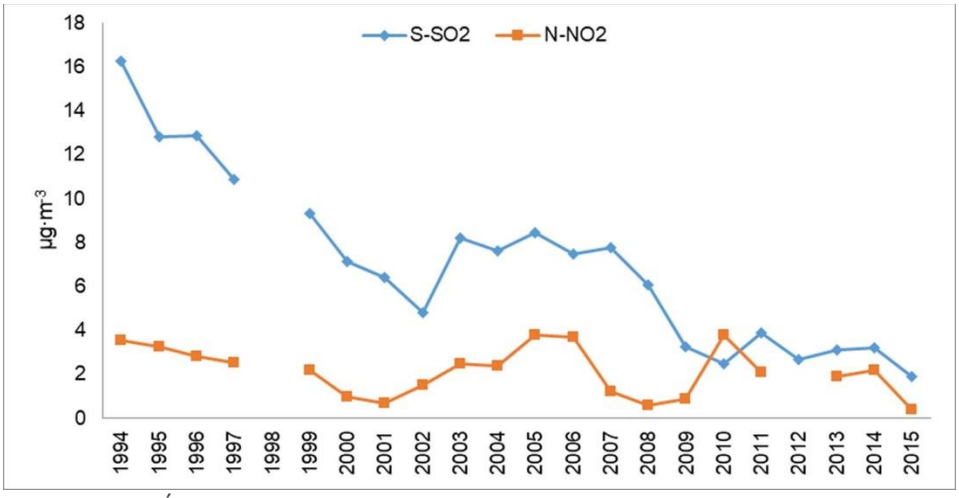
Ryc. 3.7.8. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w SB ZMŚP Św. Krzyż w wieloleciu 1994-2015

Centralna część Gór Świętokrzyskich, gdzie zlokalizowana jest Stacja Bazowa ZMŚP Św. Krzyż znajduje się pod wpływem zdalnych i lokalnych immisji przemysłowych i transportowych, a w sezonie grzewczym lokalnych zanieczyszczeń pochodzących z niskiej emisji. Główne zanieczyszczenia mierzone w SB Św. Krzyż to S-SO_2 i N-NO_2 oraz O_3.

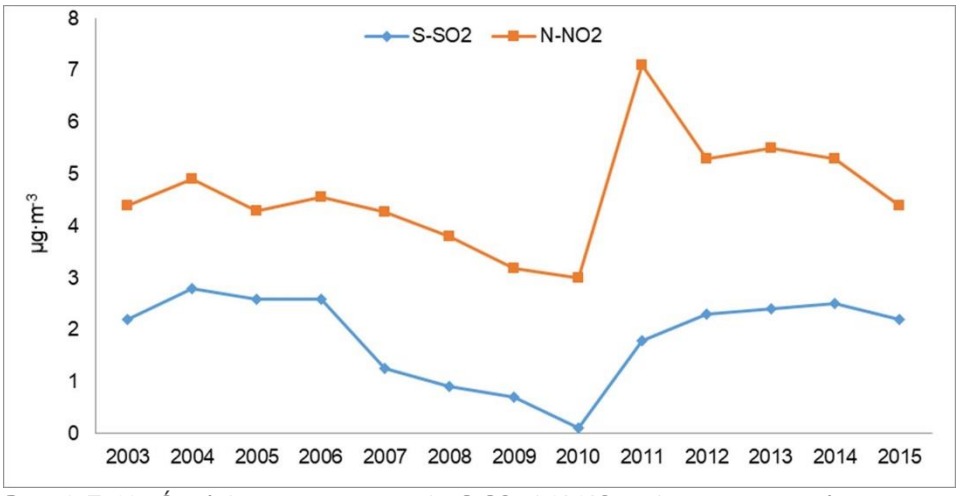
Pomiary wykonywane były dwiema metodami. Od 1994 roku, przez cały okres pomiarowy, metodą automatyczną przy wykorzystaniu rejestratorów firmy Horiba i od 2003 dodatkowo metodą pasywną. Średnie stężenie S-SO_2 dla lat 1994-2015 wynosi 6,99 $\mu g \cdot m^{-3}$ z wahaniami od 16,29 $\mu g \cdot m^{-3}$ w roku 1994 do 1,9 $\mu g \cdot m^{-3}$ w roku 2015 (*Ryc. 3.7.9*). Zawartość N-NO_2 w powietrzu wahała się od 3,81 $\mu g \cdot m^{-3}$ w 2005 r. do 0,4 $\mu g \cdot m^{-3}$ w 2015 r., przy średniej z wielolecia 2,15 $\mu g \cdot m^{-3}$. Zarówno stężenie związków siarki jak i azotu w powietrzu wykazuje tendencję spadkową, większą w przypadku S-SO_2. Wartości stężeń S-SO_2 i N-NO_2 mierzone metodą pasywną również wskazują na tendencję spadkową stężeń (*Ryc. 3.7.10*).

Z punktu widzenia ochrony roślin mierzenie ozonu w powietrzu ma bardzo duże znaczenie. Jego średnie stężenie 73,35 $\mu g \cdot m^{-3}$ jest na wysokim poziomie, co ma związek z położeniem Stacji na wysokości 513,5 m n.p.m. W okresie przyjętym do analizy najniższe wartości stężenia ozonu w powietrzu

stwierdzono w roku 1997 (90,26 $\mu g \cdot m^{-3}$), najniższe w roku 1999 (52,72 $\mu g \cdot m^{-3}$) (*Ryc. 3.7.11*).



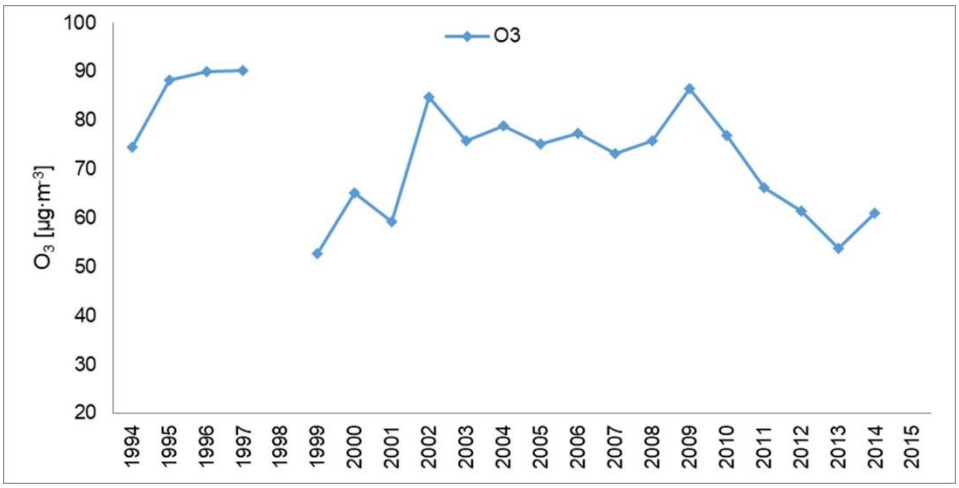
Ryc. 3.7.9. Średnie roczne stężenie S-SO_2 i N-NO_2 mierzone metodą automatyczną w SB ZMŚP Św. Krzyż wieloleciu 1994-2015



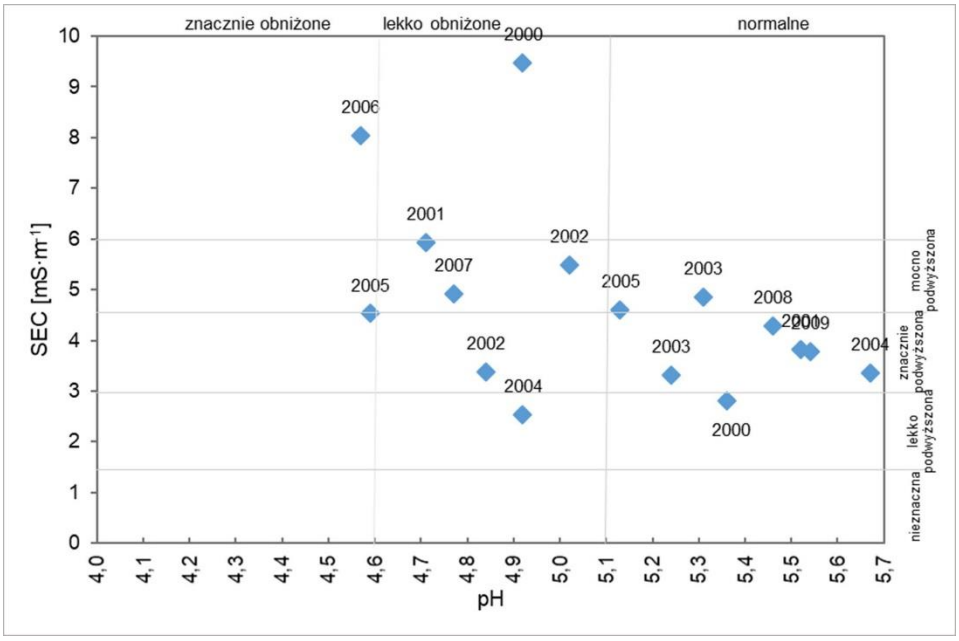
Ryc. 3.7.10. Średnie roczne stężenie S-SO_2 i N-NO_2 mierzone metodą pasywną w SB ZMŚP Św. Krzyż wieloleciu 2003-2015

Średnio miesięcznie do geoekosystemu w centralnej części Gór Świętokrzyskich dociera 60,8 mm opadu. Ich pH wahała się od 4,57 do 5,67, od przy średniej pH 4,7. Przewodność elektrolityczna właściwa opadów atmosferycznych mieściło się w granicach od 2,53 $mS \cdot m^{-1}$ do 9,48 $mS \cdot m^{-1}$ (*Ryc. 3.7.12*). Analiza danych dotycząca częstotliwości występowania opadów o określonym pH wykonano na podstawie oceny wg Jansen i in. (1988) pozwala

na stwierdzenie, że lata 1994-1997 charakteryzowały się znacznie obniżonym zakresem pH 4,1–4,6, natomiast od roku 1999 nastąpiła zmiana zakresu pH opadów na normalne (pH 5,1–6,1). W kolejnych latach zanotowano wzrost zakwaszenia opadów (*Ryc. 3.7.12*, *Ryc. 3.7.13*).

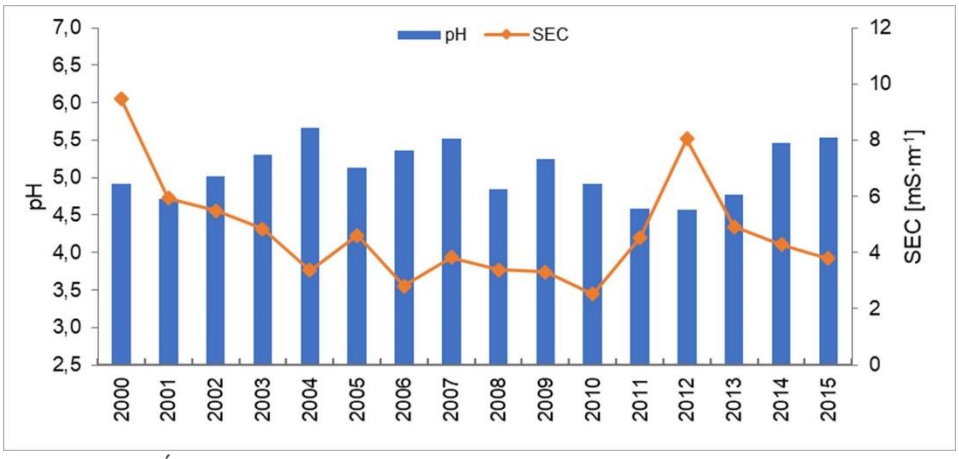


Ryc. 3.7.11. Średnie roczne stężenie O3 w SB ZMŚP Św. Krzyż wieloleciu 1994-2015

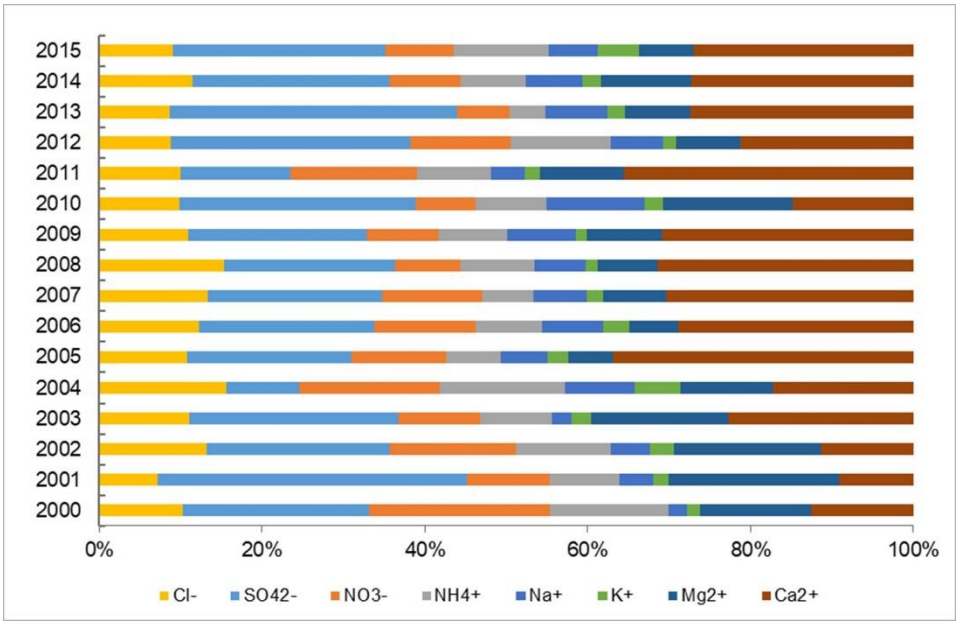


Ryc. 3.7.12. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa w wieloleciu 2000-2015

Średnia roczna suma składników rozpuszczonych w wieloleciu 2000-2015 w wodzie opadowej wyniosła 24,10 mg·dm^{-3}. Dominującym kationem był Ca^{2+}, w grupie anionów dominował SO_4^{2-} (*Ryc. 3.7.14*).

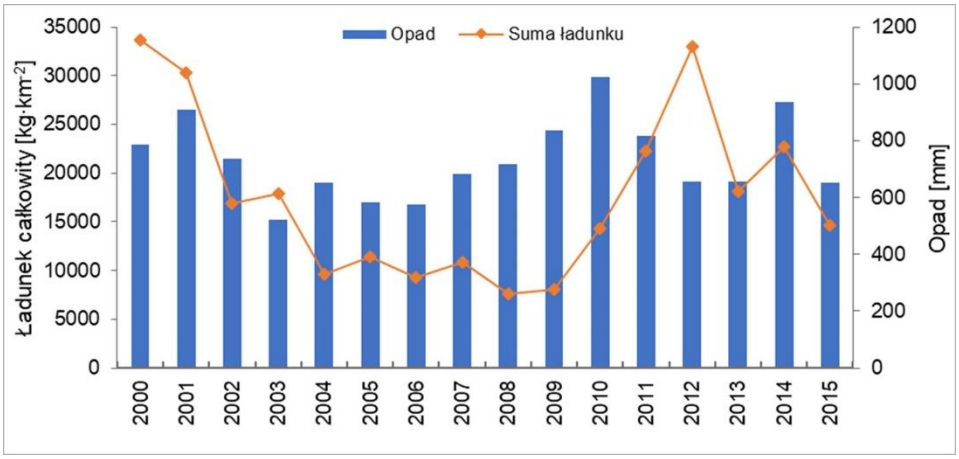


Ryc. 3.7.13. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej w wieloleciu 2000-2015

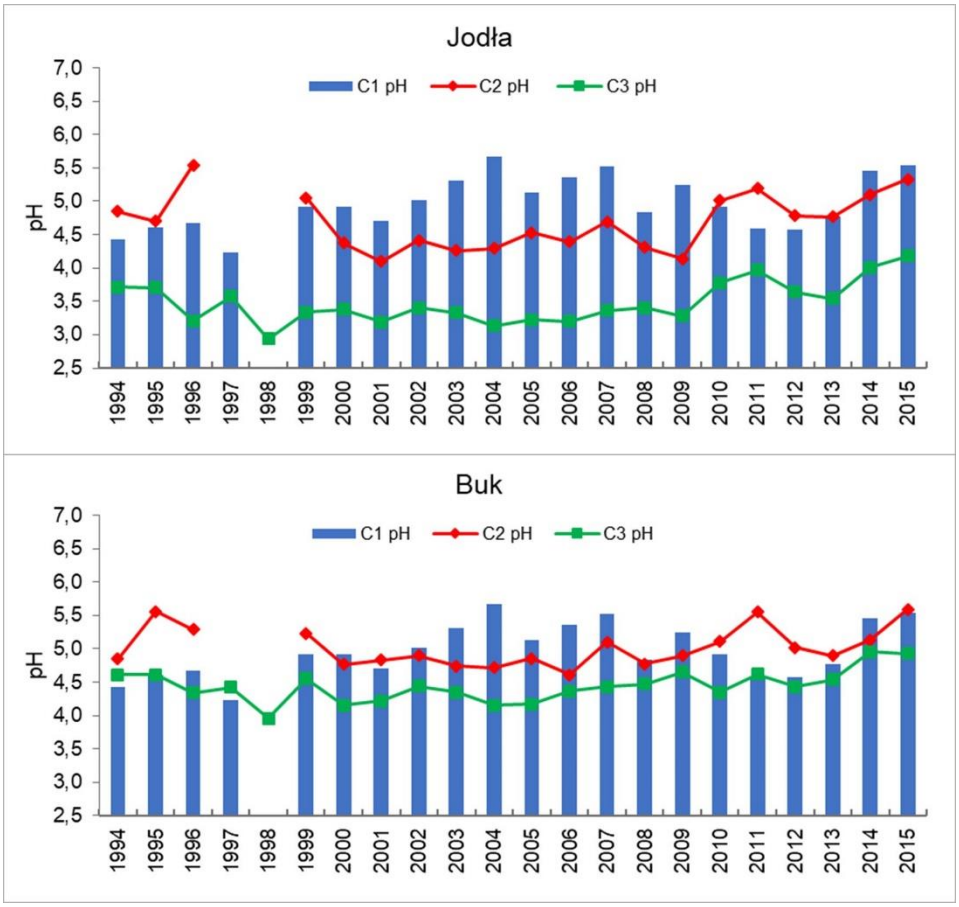


Ryc. 3.7.14. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w wielolecia 2000-2015

Średni roczny ładunek substancji dostarczonych w wodzie opadu całkowitego w latach 2000-2015 wyniósł 17 532 kg·km^{-2}, z najwyższą wartością 33 652 kg·km^{-2} w 2000 r. (*Ryc. 3.7.15*).



Ryc. 3.7.15. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 1994 – 2015



Ryc. 3.7.16. Wartości średnie roczne ważone dla odczynu w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)

Zróżnicowanie opadu bezpośredniego docierającego do podłoża zależy od składu gatunkowego drzewostanu. W drzewostanie z przewagą drzew iglastych (jodłowo-bukowym) ilość opadu przenikającego przez korony jest nieznacznie wyższa w porównaniu z drzewostanem liściastym (bukowym). W miesiącach jesiennych i wiosennych, stwierdzono opady podkoronowe w wielkości przekraczającej opady bezpośrednie. Źródłem dodatkowej ilości opadu jest proces, tzw. wyczesywania kropel mgły przez korony drzew. Zjawisko dodatkowego zasilania drzewostanów w wodę przez opady poziome są charakterystyczne dla obszarów górskich (Kozłowski 2003).



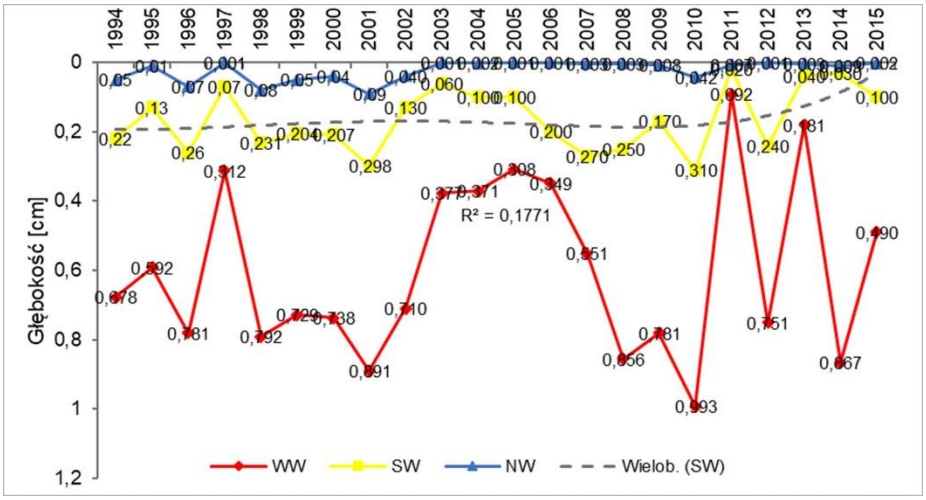
Ryc. 3.7.17. Wartości średnie roczne ważone dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)

Znaczące różnice stwierdzono również w przypadku ilości wody spływającej po pniach drzew. W przypadku wód spływających po pniach buków, udział ten stanowił średnio 29,6% opadu bezpośredniego, z wahaniami w poszczególnych

latach od 19,7 do 38,4%. Znacząco niższe wartości odnotowano w wodach spływających po pniach jodeł. W okresie badawczym udział ten wynosił zaledwie 2,5%, z wahaniami w poszczególnych latach od 2,0 do 3,6% opadu bezpośredniego. W wyniku kontaktu z powierzchnią roślin pH wód opadowych ulega obniżeniu, szczególnie po przejściu przez strefę koron jodeł. pH opadu w wieloleciu uległo obniżeniu średnio o pH 0,28. W drzewostanie bukowym pH opadu po przejściu przez korony drzew uległo niewielkiemu podwyższeniu, średnio o pH 0,05. Znacznie bardziej zakwaszone były wody spływające po pniach drzew z pH od 2,94 do pH 4,18 w przypadku jodeł i od pH 3,96 do pH 4,95 w wodach spływających po pniach buka (*Ryc. 3.7.16*).

Znacznie bardziej zmineralizowane w porównaniu do opadu bezpośredniego były opady spływające po pniach drzew. Notowane wartości SEC były ponad 7-krotnie wyższe w drzewostanie jodłowym i 2-krotnie wyższe w drzewostanie bukowym (*Ryc. 3.7.17*).

Na terenie zlewni badawczej na północnym stoku, w górnej jego części, duże ilości wód opadowych łatwo infiltrują w podłoże. W strefie dolnej zboczy soliflukcyjne utwory gruzowo-gliniaste zawierają więcej części ilastych tworząc nieprzepuszczalną zaporę, utrudniającą odpływ wód z pokryw zwietrzelinowych. Na granicy gruzowo-zwietrzelinowej i ilastej woda wypływa ze zboczy w postaci źródeł lub wysięków. Badania prowadzone są w źródle Z2 położonym na wysokości 536 m n.p.m. Wydajność tego źródła uzależniona jest od wielkości opadów atmosferycznych.



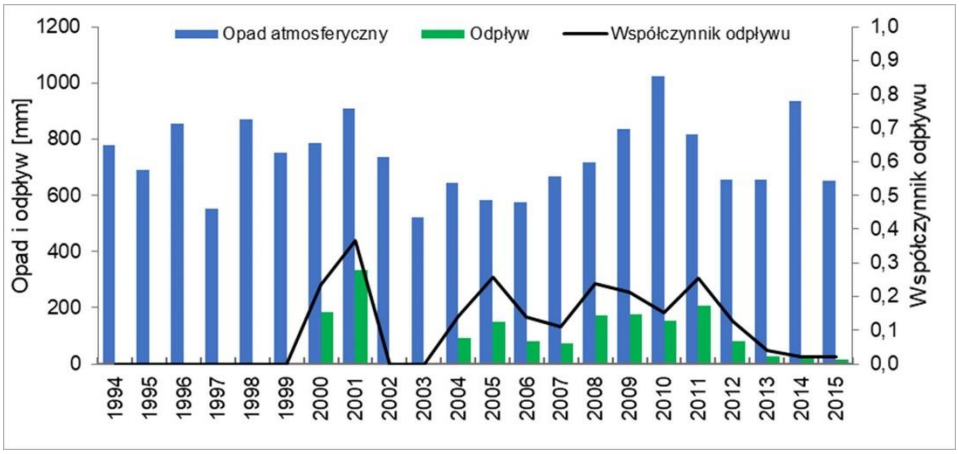
Ryc. 3.7.18. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości wydajności źródła Z2 na tle granicznych stref stanów w okresie 1994-2015

Średnia roczna wydajność wody w źródle w latach hydrologicznych 1994-2015 wynosił 0,165 $dm^3 \cdot s^{-1}$ z wahaniami w poszczególnych latach od 0,02 $dm^3 \cdot s^{-1}$ do

0,31 $dm^3 \cdot s^{-1}$. Średnia roczna maksymalna wydajność źródła Z2 mieściła się w granicach od 0,092 $dm^3 \cdot s^{-1}$ do 0,993 $dm^3 \cdot s^{-1}$ (*Ryc. 3.7.18*)

Przeprowadzona ocena jakości wody w źródle Z2 w oparciu o kryteria wyróżniania klas jakości środowiskowej wód podziemnych (Rozp. MŚ z dn. 21.12.2015 r. w sprawie kryteriów i sposobów oceny stanu jednolitych części wód podziemnych) wykazała, że w wieloleciu 1994-2015 wody Z2 z wyjątkiem parametru pH wszystkie mieściły się w kl. I (*Tab. 3.7.4*). pH wody zakwalifikowano do klasy IV. Wynika to przede wszystkim z charakteru podłoża oraz sposobu zagospodarowania (las).

Wielkość odpływu ze zlewni eksperymentalnej przedstawiono na podstawie ciągłej rejestracji stanu wody wykonywanej za pomocą limnigrafu zamontowanego w profilu wodowskazowym i hydrometrycznym zamykającym zlewnię. Średnia wielkość odpływu w wieloleciu 2000-2015 wynosił 126,1 mm z wahaniami od 14,2 mm do 333,3 mm. Współczynnik odpływu kształtował się na poziomie 0,14% z maksimum 0,37% (*Ryc. 3.7.19*). Najwyższa wartość współczynnika odpływu wystąpiła w roku sklasyfikowanym jako wilgotny - 2001. W latach 2003-2005 i 2013-2015, sklasyfikowanych jako suche wartości współczynnika odpływu były znacznie niższe.



Ryc. 3.7.19. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 2000-2015 (lata hydrologiczne) w zlewni eksperymentalnej SB Św. Krzyż

Tab. 3.7.4. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Św. Krzyż w okresie 1994-2015

Rok	Wyd.	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Stan chemiczny zlewni
klasa	$dm^3 \cdot s^{-1}$	[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$							
1994	0,22	4,10	13,71	8,65	2,01	2,54	1,33	13,04	2,47	0,21	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
1995	0,13	3,95	13,40	5,72	1,92	2,01	1,32	12,76	1,81	0,19	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
1996	0,26	3,70	13,37	6,34	1,85	2,23	1,29	11,53	1,95	0,21	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
1997	0,07	3,81	13,32	7,21	1,88	2,29	1,23	10,45	2,07	0,22	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
1998	0,231	3,75	13,21	7,76	1,79	2,31	1,35	9,89	1,92	0,21	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
1999	0,204	3,70	12,66	9,03	BD	2,37	1,41	6,30	1,84	0,25	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2000	0,207	3,94	11,86	6,24	1,62	5,01	1,07	8,21	1,75	0,49	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2001	0,298	3,67	11,43	6,30	2,08	3,78	1,01	7,26	1,16	0,66	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2002	0,13	4,08	8,55	8,69	1,51	2,35	1,09	,92	1,48	0,41	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2003	0,06	3,86	7,48	5,35	1,12	2,29	0,94	6,42	1,61	0,27	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2004	0,10	3,71	7,38	4,54	1,63	0,36	0,95	5,75	1,05	0,11	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2005	0,10	3,77	6,40	4,25	1,48	0,42	0,94	6,50	0,54	0,08	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2006	0,20	3,64	8,03	3,40	1,24	0,98	0,91	3,48	0,98	0,46	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2007	0,27	3,76	11,85	3,20	2,01	0,68	1,12	4,77	1,21	0,19	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2008	0,25	3,93	9,25	5,26	1,52	1,17	0,54	5,84	0,48	0,01	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2009	0,17	3,56	10,02	3,90	1,90	1,50	0,70	5,60	0,79	0,01	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2010	0,31	3,59	7,46	5,17	3,64	1,44	0,99	9,28	0,97	0,08	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2011	0,02	4,28	8,50	5,85	2,06	1,19	0,80	9,36	1,01	0,12	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2012	0,24	4,09	9,79	5,09	2,66	1,09	0,70	8,31	1,33	0,25	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2013	0,04	4,12	8,50	4,85	1,63	0,72	0,81	16,78	1,89	0,13	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2014	0,03	4,48	8,33	5,02	1,61	0,93	0,53	7,80	0,18	0,05	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	
2015	0,10	4,94	8,14	10,54	13,41	2,29	0,67	7,79	0,76	0,16	bardzo dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	

Tab. 3.7.5. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym C6 w latach 2000–2010

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 2000-2010)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
2000	0,0	0,004	0,104	26,0
2001	0,0	0,004	0,110	27,5
2002	0,0	0,000	0,000	0,0
2003	0,0	0,000	0,000	31,0
2004	0,0	0,002	0,074	37,0
2005	0,0	0,006	0,108	18,0
2006	0,0	0,003	0,119	39,7
2007	0,0	0,005	0,045	9,0
2008	0,0	0,007	0,054	7,7
2009	0,0	0,003	0,130	43,3
2010	0,0	0,006	0,089	14,8

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.7.6. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym C6 w latach 2000–2010

Przepływy charakterystyczne II stopnia (2010–2010)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0	SNQ	0	WNQ	0
NSQ	0,001	SSQ	0,004	WSQ	0,007
NWQ	0,002	SWQ	0,067	WWQ	0,130

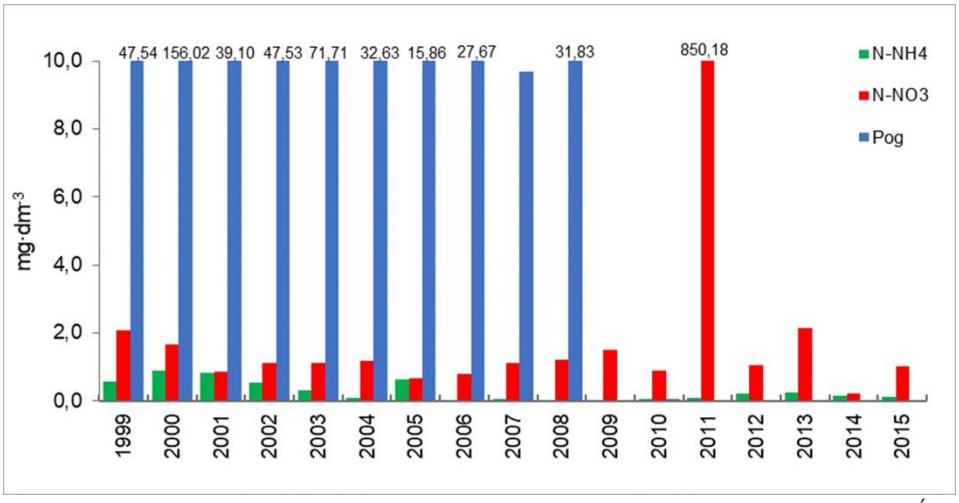
NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Analiza wielkości odpływu w podziale na półrocza wskazuje na wyraźną dominację odpływu w półroczu zimowym. Najwyższe jednostkowe odpływy notowano w okresie od marca do maja, z maksimum w marcu, minimalne jednostkowe odpływy natomiast notowano w miesiącach letnich (czerwiec – lipiec), co należy wiązać, pomimo wysokich sum opadów, z intensywnym poborem wody przez okoliczne gospodarstwa.

Analiza składu chemicznego wód w profilu zamykającym zlewnię wykazała, że wody zawierają najwięcej fosforu ogólnego – średnia 43,60 $mg \cdot dm^{-3}$, z wahaniami od 0,07 $mg \cdot dm^{-3}$ do 156,02 $mg \cdot dm^{-3}$. Azot azotanowy w ciągu całego okresu wykazywał wahania od 0,22 $mg \cdot dm^{-3}$ do 2,14 $mg \cdot dm^{-3}$. Wyjątek stanowił rok hydrologiczny 2011, gdzie stwierdzono aż 850,10 $mg \cdot dm^{-3}$ (*Ryc. 3.7.20*).

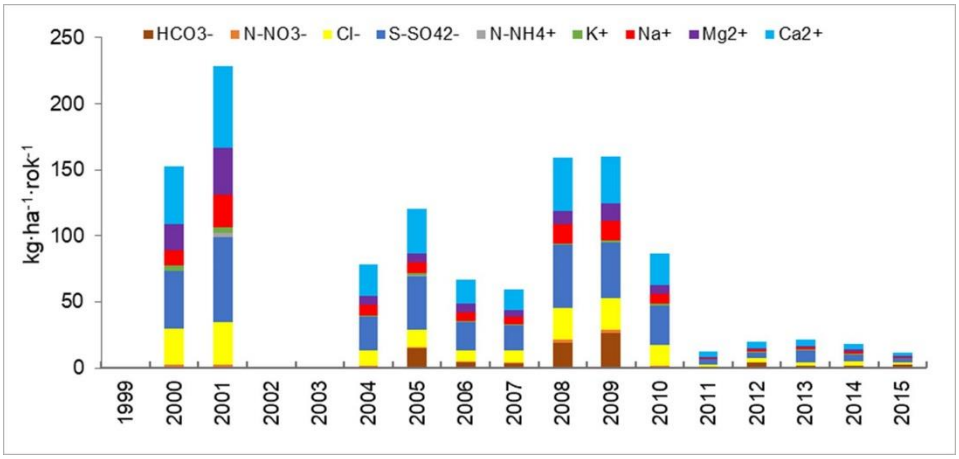
Tab. 3.7.7. Średnie w wieloleciu 2000-2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w roku hydrologicznym w zlewni SB Św. Krzyż

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	49,0	3,40	6,9	1,31
XII	44,9	5,77	12,9	2,15
I	46,9	7,34	15,7	2,74
II	39,9	7,20	18,1	2,98
III	47,9	22,13	46,2	8,26
IV	49,0	17,96	36,7	6,93
V	73,5	14,78	20,1	5,52
VI	82,2	6,42	7,8	2,48
VII	102,0	2,46	2,4	0,92
VIII	67,4	1,82	2,7	0,68
IX	60,8	3,56	5,8	1,37
X	46,7	3,25	6,9	1,21
Półrocze zimowe	277,6	63,8	22,7	4,1
Półrocze letnie	432,6	32,3	7,6	2,0
Rok hydrologiczny	710,2	96,1	15,2	3,0



Ryc. 3.7.20. Rozkład stężeń biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) w Stacji Bazowej Św. Krzyż w okresie 1999-2015

W ciągu 16 lat z obszaru zlewni zostało wyniesione 46,668 kg·ha^{-1}·a^{-1} anionów (HCO_3^-, N-NO_3^-, Cl^-, S-SO_4^{2-}) i 40,160 kg·ha^{-1}·a^{-1} kationów (N-NH_4^+, K^+, Na^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}) (*Ryc. 3.7.21*).



Ryc. 3.7.21. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni SB Św. Krzyż dla dostępnych lat obserwacji w wieloleciu 1999-2015

Poniżej przedstawiono kolejność anionów i kationów w zależności największego udziału w bilansie:

aniony: $S\text{-}SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^- > N\text{-}NO_3^-$

kationy: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+ > K^+ > N\text{-}NH_4^+$

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Środowisko przyrodnicze Regionu Świętokrzyskiego znajduje się w fazie zaawansowanych, różnokierunkowych, przyspieszających przemian pod wpływem imisji suchej, wilgotnej i mokrej. Główny nurt tych przemian ukierunkowany jest na postępujące zakwaszanie wskutek wzrostu stężenia w powietrzu kwasowych składników. Szczególnie są one niebezpieczne dla ekosystemów leśnych. Podatność obszarów leśnych na zakwaszanie zależy od wypadkowej wielu czynników (gatunek drzewa, budowa poziomowa gleby, uziarnienie i głębokość gleby, miąższość poziomu próchnicznego, obecność litych skał i bagien, dynamika wilgotności). Wiadomo, że SO_2 w postaci gazowej, a szczególnie w kwasowej formie w wodach opadowych działa wielokierunkowo na nadziemne organy roślin. Ich wrażliwość na działanie SO_2 jest zależna od temperatury i wilgotności powietrza, dostępu światła i zdolności gleb do uzupełniania składników odżywczych. W centralnej części Gór Świętokrzyskich te właśnie czynniki są niekorzystnie stymulowane emisją SO_2. Mniej toksyczne tlenki azotu natomiast działają długookresowo deformująco na środowisko glebowe, zbiorniki wodne i zbiorowiska roślinne (Kowalkowski, Jóźwiak 2000; Jóźwiak, Kozłowski 2004, 2005, 2008).

Tab. 3.7.8. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni SB Św. Krzyż w okresie 1999-2015

Rok	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	P_{og}	Al	Temp
	[mg·dm^{-3}]											-	[µg·dm^{-3}]		[°C]
1999	23,11	69,33	2,07	8,86	0,56	0,71	13,91		1,24	7,29	28,94	5,63	47,5	300,0	
2000	8,97	26,91	1,65	7,06	0,88	1,12	15,53	8,84	2,18	10,04	27,08	5,65	156,0	158,5	
2001	19,30	57,90	0,85	3,64	0,82	1,04	11,77	8,23	1,34	9,21	22,33	5,37	39,1	68,4	
2002	22,27	66,81	1,12	4,79	0,54	0,69	11,96	7,52	1,28	5,14	24,86	5,60	47,5	109,6	
2003	37,49	112,47	1,13	4,84	0,32	0,41	17,73	10,11	1,33	6,82	37,51	5,26	71,7	293,8	
2004	26,71	80,13	1,1	5,09	0,08	0,10	12,05	8,05	0,94	6,80	27,65	4,66	32,6	1047,2	8,7
2005	26,42	79,26	0,68	2,91	0,65	0,83	8,84	5,90	1,12	4,37	22,06	4,47	15,9	802,5	9,2
2006	27,45	82,35	0,80	3,42	0,02	0,03	10,17	8,36	1,05	8,54	22,14	4,58	27,7	820,0	6,8
2007	25,54	76,62	1,10	4,71	0,02	0,06	12,56	7,95	0,94	7,01	21,24	4,19	9,7	1178,8	8,9
2008	28,03	84,09	1,20	5,14	0,03	0,04	13,95	8,80	0,70	5,45	24,15	4,55	31,8	1300,1	8,5
2009	26,07	78,21	1,49	6,38	0,03	0,04	15,13	8,79	0,97	8,89	21,79	5,15		874,1	10,8
2010	21,46	64,38	0,89	3,81	0,05	0,06	11,79	5,45	1,22	4,58	17,49	4,63	0,07	0	9,3
2011	21,39	64,17	850,18	3638,77	0,09	0,11	9,01	2,40	0,82	4,94	21,70	5,57		207,8	
2012	21,43	64,29	1,06	4,54	0,20	0,25	11,76	9,07	1,27	5,19	22,11	5,40		155,7	6,6
2013	37,82	113,46	2,14	9,16	0,23	0,29	12,64	7,82	2,36	4,56	22,21	5,42		306,6	
2014	20,92	62,76	0,22	0,94	0,16	0,20	13,68	8,93	1,13	4,95	19,12	5,78		38,4	7,6
2015	17,58	52,74	1,00	4,28	0,13	0,17	10,53	6,96	0,99	4,37	18,11	6,43		21,9	2,2
1999-2015	24,23	72,69	51,10	218,71	0,29	0,36	12,53	7,70	1,23	6,36	23,56	5,20	43,6	452,0	

Tab. 3.7.9. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni SB Św. Krzyż w okresie 2000-2015

Rok	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]														[mm]
2000	43,57	130,72	2,39	10,23	0,27	0,34	27,39	10,91	4,36	20,02	43,32	17,54	0,02	0,00	183,5
2001	64,27	192,81	2,65	11,33	3,04	3,86	32,34	24,20	4,40	35,36	62,31	94,52	0,04	0,00	333,3
2002	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
2003	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
2004	25,71	77,13	1,32	5,65	0,00	0,00	12,07	7,49	0,93	7,29	23,42	82,04	0,01	0,00	91,5
2005	39,74	119,21	1,02	4,36	0,98	1,24	13,27	8,86	1,8	6,58	33,12	54,65	0,01	0,00	150,4
2006	21,72	65,15	0,63	2,69	0,02	0,03	8,07	6,64	0,84	6,76	17,56	22,06	0,01	0,00	79,8
2007	18,58	55,74	0,80	3,42	0,04	0,05	9,11	5,76	0,69	5,07	15,44	47,92	0,01	0,00	72,9
2008	47,85	143,54	1,84	7,88	0,04	0,06	24,36	14,75	1,13	9,90	39,79	55,39	0,01	0,00	172,1
2009	42,41	127,23	2,37	10,15	0,05	0,09	24,09	14,55	1,74	13,44	35,01	12,95		0,00	177,3
2010	29,55	88,65	1,12	5,18	0,07	0,03	16,23	7,51	1,68	6,31	24,08	31,40			154,5
2011	4,49	13,46	0,20	0,86	0,02	0,04	1,88	0,60	0,18	1,05	4,28	0,52		0,00	37,2
2012	4,76	14,27	0,23	1,00	0,03	0,06	2,71	1,76	0,28	1,08	4,72	0,81		0,00	82,5
2013	8,62	25,85	0,44	1,89	0,05	0,05	2,61	1,68	0,95	0,75	4,57	1,87		0,00	25,2
2014	4,91	14,74	0,05	0,22	0,04	0,03	3,22	2,09	0,27	1,16	4,48	0,45		0,00	18,8
2015	2,19	8,38	0,16	0,68	0,02	0,42	1,67	1,09	0,16	0,69	2,83	0,08		0,00	14,2
2000 -2015	22,44	67,31	0,96	4,10	0,29	0,39	11,19	6,74	7,22	7,22	19,68	26,39	0,01	0,00	113,8

Stężenia tego składnika są w centralnej części Gór Świętokrzyskich na ogół niższe niż w aglomeracji miejskiej Kielc i w Regionie Świętokrzyskim (Raport 2015), mają jednak istotny wpływ na dalsze kształtowanie właściwości gleb tego masywu. W kwaśnych glebach leśnych, wskutek zwolnionej amonifikacji, przebiega zredukowana mineralizacja materii organicznej, połączona ze znaczną nitryfikacją, która przebiega nawet przy pH około 3,5. W takich warunkach 50-90% mineralizowanego N występuje w formie NO_2, zwiększającej zakwaszenie gleb i środowisko rozwoju korzeni wraz z migracją tego składnika z wodami śródglebowymi i gruntowymi w dół stoku.

Emisja różnych gazów związana z aktywnością gospodarczą i bytową człowieka powoduje powstawanie mieszanin gazów, a pyły zawieszone w powietrzu atmosferycznym przekształcają się w aerozole przeważnie o silnie kwasowym charakterze. Efekty działania tych mieszanin na roślinność, gleby i wody mogą być: addytywne w czasie, synergistyczne lub antagonistyczne, co prowadzi do selektywnego obumieranie starych drzewostanów, zagęszczenia pokrywy roślinnej dna lasu, zmian kwasowości gleb, zmian w przebiegu wzrostu i statusu żywieniowego roślin, zmian obiegu wody i substancji.

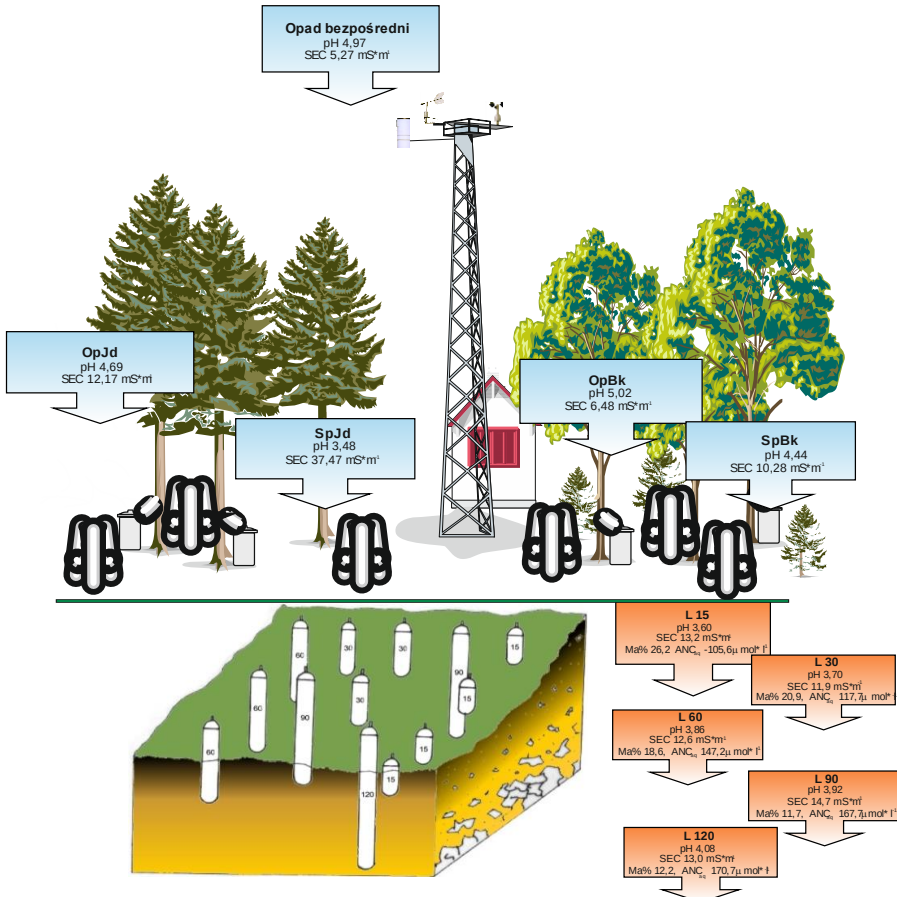
Na terenie zlewni reprezentatywnej Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Św. Krzyż zmiany te są niezwykle ostro zarysowane, zarówno w kierunku negatywnym jak i pozytywnym. W zasadzie możliwe są dwa kierunki zmian funkcjonalnych – wzrastania zasadowości lub częściej wzrastania kwasowości biotopów.

Wody przenikające przez drzewostan na Św. Krzyżu ulegają transformacji w kierunku zakwaszenia (*Ryc. 3.7.22*).

Wysokie stężenia anionów silnych kwasów w opadzie bezpośrednim, istotnie zwiększone w opadach podkoronowych i szczególnie w wodach spływających po pniach drzew, większe u jodeł i mniejsze u buków spowodowały, iż wody te należy zaliczyć do często spotykanego w Europie 7 typu w skali 8-stopniowej wód znajdujących się w ruchu (Reuss, Johnson 1986), bardzo agresywnych, powodujących silne wymywanie kationów zasadowych z wszystkich organów nadziemnych roślin i silnie mineralizowanych. W tym typie wód przemywających lasy w Europie dominują siarczany (Block i in. 2000), a suma SO_4 i NO_3 wynosi ponad 80% sumy anionów. Pomimo stale malejącej imisji w wodach przenikających przez warstwę drzewostanu stężenia kationów zasadowych i anionów kwasowych pozostają nadal na wysokim poziomie w centralnej części Gór Świętokrzyskich, podobnie jak na dużych obszarach Europy (Lorz 1999).

Źródłem anionów SO_4, NO_3 i Cl jest powietrze atmosferyczne, z którego gazy te są adsorbowane w postaci suchego lub wilgotnego opadu przez korę i organy asymilacyjne. Podczas opadów są one zmywane z drzew do powierzchni gleby w kilkakrotnie większych stężeniach niż w bezpośrednim opadzie. Warstwa drzew w omawianym ekosystemie leśnym jest miejscem suchej i wilgotnej

depozycji (wyczesywania) zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, od wielkości których zależy tak zwany „leaching effect" procesu wymywania przez kwaśne opady omawianych kationów zasadowych z organów asymilacyjnych i z kory w ilościach zależnych od budowy koron i cech fizycznych kory. Jak wykazały badania Kozłowskiego (2003) z zastosowaniem modelu Ulricha (1983), udział drzewostanów, np. w kształtowaniu ładunku potasu dostarczanego do dna lasu, wynosi w drzewostanie liściastym 83,5%, a iglastym 75,2%, osiągając wartości maksymalne podczas sezonu wegetacyjnego.



Ryc. 3.7.22. Transformacja wód opadowych w hylosferze Stacji Bazowej Św. Krzyż w latach 1994-2015
OpJd – opad podokoronowy przenikający przez korony jodły
Opbk - opad podokoronowy przenikający przez korony buka

Drzewa zubażane w wymywane z ich organów pierwiastki biogenne dążą do wyrównania strat przez intensyfikację ich pobierania z gleby. W przypadku bardzo ubogich w zasady gleb Głównego Masywu Łysogór powstają w drzewach

napięcia, zakłócenia i ostatecznie niedobory tych składników w organach asymilacyjnych.

Ma to swoje konsekwencje w występowaniu malakofauny (Barga-Więcławska 2009). Skrajnie uboga malakofauna występuje w lasach jodłowo-bukowych, w borach jodłowych, na północnych i południowych stokach Łysogór. W buczynie karpackiej w otoczeniu Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż, oraz w górnej części zlewni badawczej stacji (gołoborze, polana Bielnik) w ponad 96% próbkach glebowych nie znaleziono żywych okazów ślimaków. Cameron, Pokruszko (2010) podaja, że w centralnej części Gór Świętokrzyskich na skutek niekorzystnych warunków edaficznych nastąpiło zmniejszenie populacji lądowych ślimaków z rodziny *Clausiliidae* o 70%.

W funkcjonowanie geoekosystemów wpisane są także zjawiska ekstremalne i ponadprzeciętne. Zdarzenia zarejestrowane w Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż we wrześniu 2002 roku miały charakter ponadprzeciętny, z określonymi implikacjami w środowisku przyrodniczym w centralnej części Gór Świętokrzyskich.

W dniach 02-10.09.2002 roku paliły się torfy na Ukrainie. Wiejący ze średnią prędkością od 2,88 do 4,08 $m \cdot s^{-1}$, wiatr z kierunku SE przyniósł nad obszar Gór Świętokrzyskich masy powietrza zanieczyszczonego tlenkiem węgla, pyłem oraz dwutlenkiem siarki i tlenkami azotu.

Zdarzenia te miały znaczący wpływ na skład chemiczny opadów atmosferycznych podnosząc 1,8-krotnie zawartość kwaśnych węglanów w wodach opadowych, 47-krotnie zawartość siarczanów i dwukrotnie $N\text{-}NO_3$. W konsekwencji wpłynęły także na biogeniczne transformacje.

PODSUMOWANIE

Wyniki dwudziestoletnich badań prowadzonych w centralnej części Gór Świętokrzyskich w ramach realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego pozwalają na stwierdzenie, że funkcjonujące w geoekosystemie systemy depozycji ulegają transformacji jakościowej i ilościowej zarówno w czasie jak i w przestrzeni.

W czasie transmisji emisje podlegają kumulatywnej transformacji i w fazie ciekłej, stałej lub gazowej, bezpośrednio z powietrza atmosferycznego, są dostarczane do powierzchni gleby. Depozycja może być bezpośrednia lub do przestrzeni hylosfery. Dalsze następcze transformacje w przestrzeni nadziemnych organów roślin w hylosferze skutkują powstawaniem depozycji całkowitej (TD), będącej funkcją współdziałającej depozycji bezpośredniej oraz jej biogenicznych transformacji (TRB) w hylosferze (Kowalkowski i in. 2005). Ten asymetryczny proces trwa ciągle ze zmieniającymi się natężeniami i przestrzennie zróżnicowanymi nasileniami rozwoju entropii dodatniej oraz entropii ujemnej w wymiarach czasu i przestrzeni, do których odnosimy

otrzymywane informacje. W ten sposób uproszczone równanie depozycji całkowitej nad powierzchnią gleby ma układ:

$$TD(kg \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}) = f(BD+TRB)ta_{o-x}$$

Zróżnicowane produkty depozycji przenikające przez pedosferę poddawane są pedogenicznej transformacji (TRP) z powstawaniem wielokierunkowej w wymiarze przestrzeni depozycji przepływowej (FD), przy wydatnym różnicującym udziale korzeni roślin i zespołów organizmów glebowych. W zasięgu następczych sekwencji poziomów glebowych związanych z mozaikowatością polipedonów depozycja ta ulega istotnym przemianom, uzyskując w mniejszym lub większym stopniu cechy pedogeniczne. Istotną jej nową cechą jest obecność koloidalnej materii organicznej unieruchamianej w poziomach glebowych lub znajdującej się w zawiesinie migrujących roztworów glebowych. Na przejściu z gleb do skały macierzystej lub do sąsiadujących polipedonów pojawia się wymycie (OF). Uwzględniając depozycję przepływową w ekosystemie, na depozycję całkowitą składają się sumy depozycji bezpośredniej, depozycji biogenicznej i depozycji pedogenicznej, jako funkcji wymiarów czasu i przestrzeni:

$$TD(kg \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}) = f(DB+TRB+TRP)ta_{o-x}$$

W przedstawionym sukcesywnym tworzeniu wiedzy o ilościowo-jakościowych przemianach depozycji całkowitej należy zwrócić uwagę na trzy wyraźne graniczne nieciągłości materialne między atmosferą-hylosferą-pedosferą-litosferą. Ich wspólną cechą są rozdzielające granice trendów zmian cech poszczególnych depozycji, które należy rozpatrywać na podstawie polaryzujących ich ocenę kryteriów koincydencji i antykoincydencji (Riedl 2000).

Szczególne trudności w określeniu depozycji całkowitej istnieją w hylosferze, w przestrzeni której różnicującymi jej ilościowe i jakościowe cechy w porach roku są biogrupy drzew, ich skład rodzajowy, zwarcie koron, wypełnienie koron organami asymilacyjnymi, piętrowa budowa drzewostanu. Badania Haase i Neumeistera (1998, 1999), Kruszyka (2001), Kozłowskiego (2013) wykazały silne przestrzenne determinacje ścieżek i areałów przepływów przez drzewostan leśny substancji wywodzących się z wspomnianej już depozycji dachu koron. Na tych ścieżkach istotne ekologiczne znaczenie ma doprowadzenie substancji z emisji w depozycji mokrej (WD), depozycji wilgotnej (CwD) i szczególnie depozycji suchej (DD) oraz ścieżek ich odprowadzania w spływie po pniach (SF) i w opadzie podkoronowym (TF).

Wymienione depozycje w przestrzeni koron podlegają daleko idącym i różnorodnym transformacjom biogennym wskutek wymywania i zmywania koronowego (CL) oraz pobierania koronowego (CU). Ilościowe i jakościowe cechy depozycji dachu koron decydują o jakości i natężeniu procesów transformacji

wód opadowych w przestrzeni drzewostanu oraz w końcu podczas przepływu przez warstwę roślin dna lasu (HF) do powierzchni gleb. Różnica między depozycją dachu koron a opadem podkoronowym określana jest różnicą dachu koron (KDD).

Przestrzeń koron jest uważana za spichlerz wodny (Spranger 1992), który w przypadku opadu mokrego i/lub wilgotnego napełnia się i następnie, w liniowej zależności od wysokości opadów, generuje opad drzewostanowy składający się z przepływu koronowego, opadu podkoronowego i spływu po pniach. Pojemność tego spichlerza jest uwarunkowana tak zwaną powierzchnią zwilżania receptora-od powierzchni całkowitej organów asymilacyjnych i pędów oraz od szorstkości i porowatości powierzchni kory poszczególnych rodzajów drzew w ich biogrupach. Depozycja całkowita w drzewostanie leśnym z uwzględnieniem luk między koronami może być sumą opadu podkoronowego, spływu po pniach i opadu bezpośredniego w lukach między koronami (BDF) na określonym areale w czasie:

$$TD(kg \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}) = f(SF+TF+BDF)ta_{o-x}$$

Wymiar czasoprzestrzeni (ta) ma cechę mozaikowatości, której charakterystyka zależy od wspomnianych już układów przestrzennych biogrup drzew, składu rodzajowego, zwarcia koron i luk między nimi, piętrowości budowy drzewostanu. Cały zespół tych układów w drzewostanie jest niestabilny, podlega ciągłym niesymetrycznym progresywnym i regresywnym przemianom sezonowym i długookresowym. W takiej sytuacji wartość dokumentacyjna depozycji całkowitej ekosystemu leśnego ma cechy przybliżenia i ograniczonej aktualności w wymiarze czasu i przestrzeni.

Agresywność oddziaływania depozycji dachu koron na roślinność i depozycji całkowitej na środowisko glebowe może być regulowane przez ewaporację i transpirację zależnie od warunków pogodowych powodujących wzrost koncentracji migrujących kontaminowanych roztworów. Należy tu jednak zwrócić uwagę, iż w bilansie depozycji całkowitej znajdują się nie tylko efekty bezpośredniego deponowania emisji z powietrza atmosferycznego, a także efekty zróżnicowania ilości i jakości samoregulacyjnej i buforującej reakcji poszczególnych rodzajów w zbiorowisku roślinnym. Zbiorowiska leśne obdarzone są zdolnościami i możliwościami samoregulacyjnymi, których nie mają poszczególne osobniki.

LITERATURA

Barga-Więcławska J., 2009. Ślimaki lądowe Świętokrzyskiego Parku Narodowego – zagrożenia i warunki ochrony. W: A. Andrzejewska, A. Lubański (red.), Trwałość i efektywność ochrony przyrody w polskich parkach narodowych, Izabelin: 397-410.

Biernat T., Ciupa T., Kupczyk E., 2000. *Środowisko wodne Świętokrzyskiego Parku Narodowego*. Prace Instytutu Geografii AŚ, Kielce: 31-45.

Block J., Eichborn J., Gehrmann J., Kölling C., Matzner E., Meiwes K.J., V.Wilpert K., Wolff B., 2000. Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II. BML, Bonn: 1-167.

Bróż E., 1990. Lista wymierających i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych Krainy

Świętokrzyskiej. Rocznik Świętokrzyski XVII: 97-105

Cameron R.A., Pokruszko B.M., 2010. The rich malacofauna with three coexisting clausiliid species (*Alinda biplicata Montagu, Ruthenica filograna (Rossmassler)* and *Clausilia,* Folia Malacofauna 18: 59-69.

Haase D., Neumeister H., 1999. Stoffdynamik in waldbestandenen Auenökosystemen. Erfassung und Bewertung. Leipziger Geowissenschaften. Bd.11. Leipzig: 9-17.

Jansen W., Block A., Knaack J., 1988. Acid rain. History, generation, results. Aura 4: 18–19.

Jóźwiak M., 1998. Ocena stanu środowiska przyrodniczego w Górach Świętokrzyskich. W: Przemiany środowiska geograficznego obszarów górskich w Polsce i jego stan współczesny" IG WSP Kielce: 50-53.

Jóźwiak M., 2001. Funkcjonowanie wybranego geoekosystemu w Górach Świętokrzyskich w warunkach kwaśnej immisji. Przegl. Geolog., 49, 9: 775-779.

Jóźwiak M., Kozłowski R., 2004. Transformacja opadów atmosferycznych w wybranych geoekosystemach w Górach Świętokrzyskich. Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego, 5/04: 199-217.

Jóźwiak M., Kozłowski R., 2005. Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadów atmosferycznych w Górach Świętokrzyskich. Przegląd Geologiczny, vol. 53 (11): 1059-1060.

Jóźwiak M., Kozłowski R., 2008. Deposition of selected metals in the Świętokrzyskie mountains and their influence on changes of soil pH. Ecological Chemistry and Engineering A. 15 (11): 1239–1256.

Jóźwiak M., Kozłowski R., Wróblewski H.,2006. Stacja Bazowa Święty Krzyż. W: R. Kruszyk (red.), Stan, przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994-2006 na podstawie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 213-258.

Kapuściński R., 1993. Funkcje i organizacja monitoringu skażeń na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego, W: A. Kowalkowski (red.), Monitoring Środowiska Regionu Świętokrzyskiego 1/93, KTN Kielce: 59-63.

Kondracki J., 2011. Geografia regionalna Polski, PWN, Warszawa.

Kowalczewski Z., 1971. Podstawowe problemy geologiczne dewonu dolnego Gór Świętokrzyskich, Kwart. Geol. 15, 2: 571-583.

Kowalkowski A., Brogowski Z., Kocoń J., Swałdek M., 1990. Stan odżywienia i zdrowotności jodły *(Abies alba Mill.)* w Świętokrzyskim Parku Narodowym, Roczn. Świętok. Wa-wa-Kraków, 12: 215-222.

Kowalkowski A., Brogowski Z., Kocoń J. 1992. Pokrywy stokowe i typy gleb w masywie głównym Łysogór w Górach Świętokrzyskich. Rocznik Świętokrzyski XIX, PWN Warszawa, Kraków: 65-89.

Kowalkowski A., 1994. Elementy fizjograficznej charakterystyki Stacji Geoekologicznej Św. Krzyż W: A. Kowalkowski (red.), Sympozjum ZMŚP, Kielce: 41-51.

Kowalkowski A., 1996. Pokrywy stokowe jako jednostki pedolitostratygraficzne i ich przykłady na północnym stoku głównego masywu Łysogór, konf. Komisji Paleopedologii, Komitet Badań Czwartorzędu PAN, Łódź: 31-36.

Kowalkowski A., 2000. Gleby. W: S. Cieśliński, A, Kowalkowski (red.), Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Bodzentyn-Kraków: 169-196.

Kowalkowski A., Jóźwiak M., 2000. Chemizm wód gruntowych i powierzchniowych w mikrozlewni. W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.), Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Kraków - Bodzentyn: 415-426.

Kowalkowski A., Jóźwiak M., 2003. Die Bedeutung des Streufallmonitorings für die Ermittelung des Elementumlaufs im Waldökosystem, BMVEL in Zusannenarbeit mit detr Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliches Umweltmonitoring" und dem IFOM Projekt des BMBF: 229-234.

Kowalkowski A., Jóźwiak M., Kozłowski R., Wróblewski H., 2005. Atmospheric air pollution and transformation processes of deposition in the forest ecosystem of the Świętokrzyskie Mountains Region. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 6: 23-37.

Kozłowski R., 2003. Przestrzenne zróżnicowanie opadu podkoronowego w drzewostanie jodłowo-bukowym w centralnej części Gór Świętokrzyskich, Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Nr 4/2003, KTN Kielce: 99-106.

Kozłowski R., 2013. Funkcjonowanie wybranych geoekosystemów w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórza. Landform analysis 23: 1-150.

Kruszyk R., 2001. Zróżnicowanie przestrzenne właściwości fizykochemicznych spływu po pniach sosny zwyczajnej w zespole Pino-Quercetum, zlewnia Jeziora Czarnego, Pomorze Zachodnie, W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza. Bibl. Monit. Środ., Kielce: 191-206.

Lorz C., 1999. *Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge*. UFZ-Bericht Nr 14. Dissertation. Leipzig: 1-154.

Markiewicz D., 1981. *Mapa hydrogeologiczna Polski, skala 1:200 000, ark. Sandomierz*. W: C. Kolago (red.), Wyd. Geolog. Warszawa.

Maszoński E., 1982. *Mapa hydrogeologiczna Polski, skala 1:200 000, ark. Kielce*. W: C. Kolago (red.), Wyd. Geolog. Warszawa.

Olszewski J.L., 1992. Indywidualizm klimatyczny Gór Świętokrzyskich. Roczn. Świętok. XIX Warszawa-Kraków: 153-165.

Spranger T., 1992. Erfassung and ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder seenkette. EcoSys Bd.4. Kiel: 1-154.

Raport 2015. *Raport o stanie środowiska w woj. świętokrzyskim w roku 2014*, PIOŚ, Kielce.

Reuss J.O., Johnson D.W., 1986. *Acid deposition and the acidification of soils and water*. Ecological studies 59. Springer Verlag, New York etc: 1-120.

Riedl R., 2000. Strukturen der Komplexität. Eine Morphologie des Erkannens und Erklärens. Springer, Berlin, Heidelberg, New York ets: 1-367.

Ulrich B., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO_2, alkali and earth alkali cations and chloride, W: B. Ulrich, J. Pankrath (red.), Effect of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems: 33-45.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI ŚWIERSZCZA

Przemysław Stachyra, Bogusław Radliński, Anna Rawiak

Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego
Roztocze Roztoczański Park Narodowy

WPROWADZENIE

Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Roztocze w Roztoczańskim Parku Narodowym, została powołana przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska 8 października 2010 r. Stacja wykonuje oraz koordynuje programy badawcze i monitoringowe realizowane przez Park w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska oraz działań własnych, zgodnych z Planem Ochrony RPN. W związku z interdyscyplinarnym charakterem prowadzonych badań, została powołana w 2013 r. grupa koordynatorów regionalnych z instytucji i uczelni regionu (UMCS w Lublinie i WIOŚ w Lublinie), która zapewnia opiekę naukową nad realizowanymi w Stacji programami badawczymi, w tym zwłaszcza programem podstawowym ZMŚP. Od roku 2014 nadzór naukowy nad działalnością Stacji sprawuje również powołana przez Ministra Środowiska Rada Naukowa Parku, pełniąca jednocześnie funkcję Rady Programowej Stacji.

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Zlewnię badawczą Stacji Roztocze stanowi zlewnia strumienia Świerszcz a obszar badawczy zdefiniowany został w granicach Roztoczańskiego Parku Narodowego i w jego otulinie. Stacja zlokalizowana jest w woj. lubelskim, w powiatach: biłgorajskim (gminy Józefów i Tereszpol) oraz zamojskim (gminy Krasnobród i Zwierzyniec). W podziale geomorfologicznym, zlewnia położona jest w obrębie Roztocza Tomaszowskiego, zajmując część Padołu Zwierzyńca, Doliny Wieprza, Pagórów Obroczy i Huciska oraz Roztocza Szczebrzeszyńskiego z fragmentem Garbu Soch i Pagórów Tereszpola (Buraczyński 2002). W aspekcie fizycznogeograficznym zlewnia położona jest w obrębie Wyżyn Polskich, będąc jedną z dwu stacji reprezentujących tą prowincję (Kondracki 2000). W podziale fizycznogeograficznym – położona jest na Roztoczu Tomaszowskim i Roztoczu Szczebrzeszyńskim.

Powierzchnia zlewni Świerszcza liczy około 4645 ha. Charakteryzuje się ona urozmaiconą rzeźbą terenu, mozaiką środowisk i siedlisk oraz słabym zaludnieniem z rozproszoną zabudową. Dominującym typem siedlisk pokrywających zlewnię są lasy pochodzenia naturalnego oraz ukształtowane

antropogenicznie - tworzące mozaikę zespołów roślinnych, zajmujące 2908 ha (62%). Grunty użytkowane rolniczo (pola, ugory, łąki, pastwiska) zajmują 1673 ha (36%), zaś wody powierzchniowe 43 ha (0,9%). W zasięgu zlewni usytuowanych jest 7 miejscowości zajmujących łącznie ponad 113 ha (2,4%).

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Zakres pomiarowy Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Stacji Bazowej Roztocze w latach 2012-2015 obejmował realizację 16 programów badawczo-pomiarowych w oparciu o powierzchnie i punkty zlokalizowane w obszarze zlewni (*Ryc. 3.8.1*):

A1 - Meteorologia– realizacja od roku 2012, ogródek meteorologiczny w enklawie Florianka (277 m n.p.m.), rejestracja ciągła (stacja automatyczna Vaisala MAWS310);

B1 - Chemizm powietrza– realizacja od roku 2012, stacja automatyczna w enklawie Biały Słup, analizatory: SO_2 (ThermoScientific 43i), NO-NO_2-NO_x (ThermoScientific 42i) i stężeń O_3 (ozonu atmosferycznego) (ThermoScientific 49i) oraz panel meteorologiczny dokonujący pomiarów temperatury oraz prędkości i kierunku wiatru; od 2015 roku włączona metoda pasywna z miesięcznym okresem ekspozycji (w celach porównawczych z innymi Stacjami);

C1 - Chemizm opadów atmosferycznych– realizacja od roku 2012, opad całkowity (metoda automatyczna) i opad mokry (chwytacz) – próby miesięczne zlewane z prób tygodniowych;

C2 - Chemizm opadu podkoronowego– realizacja od roku 2012, 2 powierzchnie w drzewostanie jodłowym i bukowym, na każdej system 9 chwytaczy opadu w układzie krzyża, próby miesięczne zlewane z prób tygodniowych;

C3 - Chemizm spływu po pniach– realizacja od roku 2012, 2 powierzchnie w drzewostanie jodłowym i bukowym, na każdej system 5 chwytaczy spływu, próby miesięczne zlewane z prób tygodniowych;

D1 - Metale ciężkie i siarka w porostach – coroczny pobór plech na 16 stanowiskach (2012-2015) oraz ekspozycja transplantowanych plech w półroczu zimowym i letnim na 1 stanowisku (od roku 2015);

E1 - Gleby – realizacja w roku 2013 na powierzchni z drzewostanem jodłowym, na glebach bielicowych, w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni z pomiarami C2, C3, F1, G2 (Komisarek i in. 2013);

F1 - Chemizm roztworów glebowych– realizacja od roku 2012,2 powierzchnie w drzewostanie jodłowym i bukowym, na każdej system 5 (Jd) i 4 (Bk) lizymetrów glebowych na głębokości 20, 50 i 80 cm, próby miesięczne;

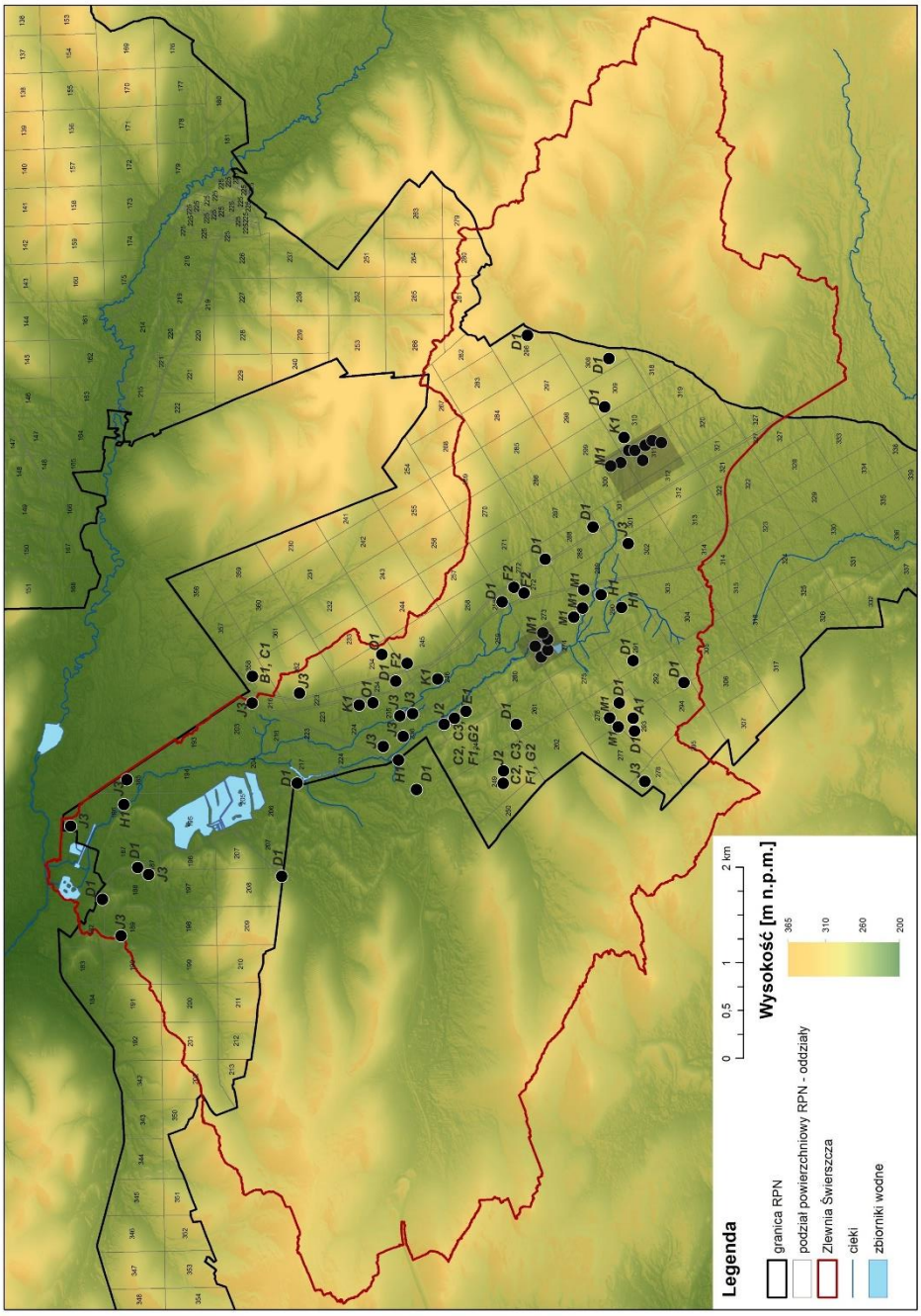
F2 - Wody podziemne - poziom kredowy – realizacja od roku 2012, 3 studnie głębinowe z piezometrem w poziomie kredowym oraz czwartorzędowym (torfowisko i piach), próby kwartalne zlewane z pobór miesięcznych;

G2 - Chemizm opadu organicznego – realizacja od roku 2012, 2 powierzchnie w drzewostanie jodłowym i bukowym, na każdej system 15 chwytaczy opadu, próby miesięczne;
H1 - Wody powierzchniowe - rzeki – realizacja od roku 2012, 4 punkty pomiarowe z łatami wodowskazowymi z czego 2 dodatkowo z przelewami Thompsona oraz diverami; 1 punkt wyposażony w automatyczną stację hydrometryczną (profil Malowany Most), próby miesięczne zlewane z prób tygodniowych;
J2 - Struktura i dynamika szaty roślinnej (powierzchnie stałe) – realizowany w roku 2013 na 2 powierzchniach w drzewostanie jodłowym i bukowym, w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni z pomiarami C2, C3, F1, G2;
J3 - Gatunki inwazyjne obcego pochodzenia – rośliny – realizacja od 2015 roku, gruntowna inwentaryzacja gatunków w siatce kwadratów oraz założenie powierzchni monitoringowych;
K1 - Uszkodzenia drzew i drzewostanów – realizacja od roku 2012, 3 powierzchnie w drzewostanach jodłowym, bukowym i olszowym, coroczny pomiar;
O1 - Fauna epigeiczna – realizacja w latach 2014-2015, coroczne odłowy prowadzone na dwóch powierzchniach, w drzewostanie jodłowym i bukowym (3 rzędy x 5 pułapek Barbera/powierzchnię), w okresie V-IX;
M1 - Epifity nadrzewne – porosty – coroczne pomiary plech na powierzchniach badawczych usytuowanych na drzewach, w głównych typach siedliskowych lasów Roztocza.

System pomiarowy obejmuje realizację zakresu podstawowego ZMŚP, za wyjątkiem pomiarów stężenia ozonu w ramach programu B1 (zakres rozszerzony). Parametry klimatologiczne oraz stężenia substancji w powietrzu realizowane były metodami automatycznymi (metodę pasywną w programie B1 wprowadzono w 2014 roku). Podstawowe parametry fizykochemiczne prób wykonywane były w terenie. W laboratorium wykonywano szczegółowe pomiary fizykochemiczne oraz oznaczenia koncentracji jonów metodami: chromatograficzną, spektrofotometryczną oraz potencjometryczną. Dla kontroli jakości uzyskiwanych wyników pomiarów i analiz chemicznych stosowano metody obliczeniowe: sporządzanie bilansu jonowego oraz porównanie przewodności elektrolitycznej zmierzonej i obliczonej na podstawie stężeń składników jonowych i znanych z literatury współczynników przeliczeniowych.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 2012-2015

Średnie roczne wartości temperatury powietrza w latach 2012-2015 w Stacji Bazowej Roztocze wykazują tendencję wzrostową i wynoszą w kolejnych latach: 7,9°C; 8,0°C; 8,9°C i 9,1°C (*Tab. 3.8.1*, *Tab. 3.8.2*, *Ryc. 3.8.2*, *Ryc. 3.8.3*). W roku 2015 sierpień okazał się ekstremalnie ciepły i był najcieplejszym i najsuchszym sierpniem w badanym okresie (*Tab. 3.8.2*, *Tab. 3.8.3*).



Ryc. 3.8.1. System pomiarowy Stacji Bazowej ZMŚP Roztocze – lokalizacja stanowisk badawczych w zlewni Świerszcza w latach 2012-2015

Roczna suma opadów atmosferycznych w analizowanym okresie, znajduje się w przedziale od 635 mm w 2015 roku (najniższa wartość), do 794,2 mm

w 2013 roku (najwyższa wartość) przy średniej dla Zwierzyńca z wielolecia (1998-2014) 724,4 mm (średnia dla SB Roztocze za lata 2012-2015 wynosi 691,0 mm) (*Tab. 3.8.1*, *Tab. 3.8.3*, *Ryc. 3.8.2*, *Ryc. 3.8.3*).

Roczna suma usłonecznienia w 2015 roku stanowi drugą najwyższą wartość w okresie prowadzonych badań i wynosi 1949 h, tj. o 48 h więcej od średniej (*Tab. 3.8.1*). Roczne sumy usłonecznienia w latach 2012-2015 w Stacji Bazowej znajdują się w przedziale od 1777 h w 2013 roku do 1983 h w 2014 roku (najwyższa wartość).

Tab. 3.8.1. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Roztocze w latach 2012-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	70	54	40	83	158	183	216	243	279	233	182	161	1901
SOL_T_S	[MJ·m^{-2}]	91	60	67	138	290	401	511	494	628	532	334	230	3773
TA_X$_{max\ abs}$	[°C]	16,4	9,8	7,7	9,0	18,3	25,4	27,2	28,1	32,9	34,1	28,1	21,9	34,1
TA_X$_{max}$	[°C]	6,6	1,5	-0,5	-0,5	6,3	12,6	18,1	21,1	24,0	23,6	17,8	12,3	12,0
TA_D	[°C]	4,1	-0,5	-2,3	-2,1	2,8	8,4	13,6	16,8	19,4	18,7	13,5	8,3	8,4
TA_N$_{min}$	[°C]	1,7	-2,8	-4,1	-4,8	-0,8	4,1	9,1	12,5	14,9	14,0	9,5	4,9	4,8
TA_N$_{min\ abs.}$	[°C]	-5,3	-11,6	-18,8	-15,7	-10,4	-4,1	5,6	5,9	7,5	6,5	0,4	-3,2	-21,5
TA_G$_{min\ 5\ cm}$	[°C]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TA_G$_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T_S$_{5\ cm}$	[°C]	4,4	0,4	0,2	-	3,7	-	15,1	18,6	21,0	20,2	14,9	9,3	-
T_S$_{20\ cm}$	[°C]	5,3	1,4	0,8	-	3,4	-	14,3	18,0	20,6	20,1	15,5	10,2	-
T_S$_{50\ cm}$	[°C]	7,1	3,3	2,2	-	3,3	-	12,7	16,3	18,9	19,2	16,0	11,4	-
HH	[%]	89	88	87	84	75	72	75	76	74	73	81	83	80
RR_T	[mm]	29,4	39,1	57,5	18,7	44,4	46,6	118,2	110,8	77,7	47,0	57,8	44,0	691,0
SC_H	[cm]	3	12	15	19	16	25	-	-	-	-	-	-	26
PRES	[hPa]	1020,4	1019,4	1016,6	1019,5	1018,6	1014,4	1014,6	1015,6	1015,7	1017,0	1017,7	1020,4	1017,6
WIV	[m·s^{-1}]	1,9	2,2	2,4	1,9	2,4	2,1	1,9	1,7	1,6	1,4	1,8	1,7	1,9

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

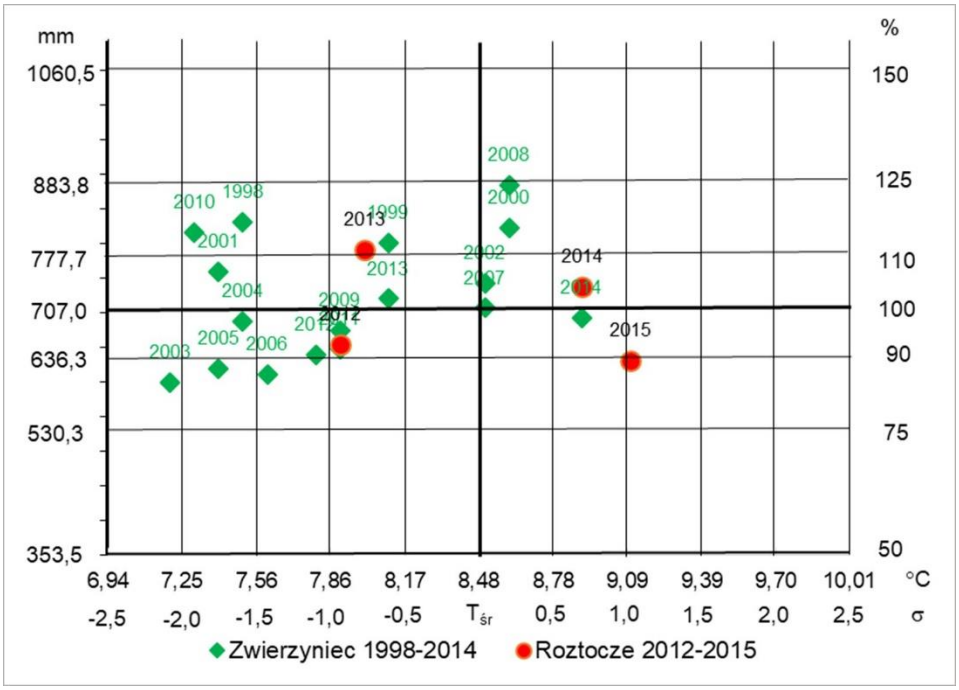
Roczna suma promieniowania całkowitego w 2015 roku okazała się najwyższą wartością w analizowanym okresie i wynosi 3939 MJ·m^{-2}, tj. o 166 MJ·m^{-2} więcej od wartości średniej. Najniższa wartość wystąpiła w 2014 roku i wynosi 3576 MJ·m^{-2}.

Średnie roczne wartości wilgotności powietrza w latach 2012-2015 wykazują tendencję malejącą i wynoszą kolejno: 81%, 81%, 80% i 77%. Najniższą średnią wartość miesięczną w ciągu roku oraz w przedziale czasowym od listopada 2011 roku zanotowano w sierpniu 2015 roku (62%), zaś najwyższą w roku 2011 w listopadzie i grudniu (91%).

Dni z pokrywą śnieżną było najwięcej w 2012 roku (58), następnie w 2013 roku (45), w 2015 roku (42) i w 2014 roku (38). Maksymalna grubość pokrywy śnieżnej w latach 2012-2015 znajdowała się w przedziale od 9 cm w 2015 roku do 45 cm w 2013 roku.

Średnia wartość ciśnienia atmosferycznego, po zredukowaniu do poziomu morza, w latach 2012-2015 wynosi 1017,6 hPa. Najmniejszą średnią wartość zanotowano w 2013 roku (1016,3 hPa), zaś najwyższą w 2015 roku (1019,1 hPa).

Średnia prędkość wiatru z badanego czteroletniego okresu wynosi 1,9 $m \cdot s^{-1}$ (*Tab. 3.8.1*). Najmniejszą średnią roczną wartość w Stacji Roztocze zanotowano w latach 2013-2014, która wyniosła 1,8 $m \cdot s^{-1}$, najwyższą w 2015 roku – 2,0 $m \cdot s^{-1}$.



Ryc. 3.8.2. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji Bazowej Roztocze w latach 2012-2015 na tle danych ze Zwierzyńca

W związku z awarią systemu pomiarowego w Stacji Bazowej Roztocze, dotyczącą pomiaru temperatur gruntu (T_S) i temperatur przy gruncie (TA_G), dane pochodzą częściowo za 2014 rok i w całości za 2015 rok z Zakładu Meteorologii i Klimatologii UMCS Lublin.

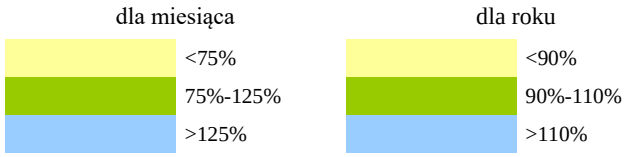
Tab. 3.8.2. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP Roztocze w latach 2012-2015 na podstawie wartości normowych ze stacji meteorologicznej w Zwierzyńcu z okresu 1998-2014

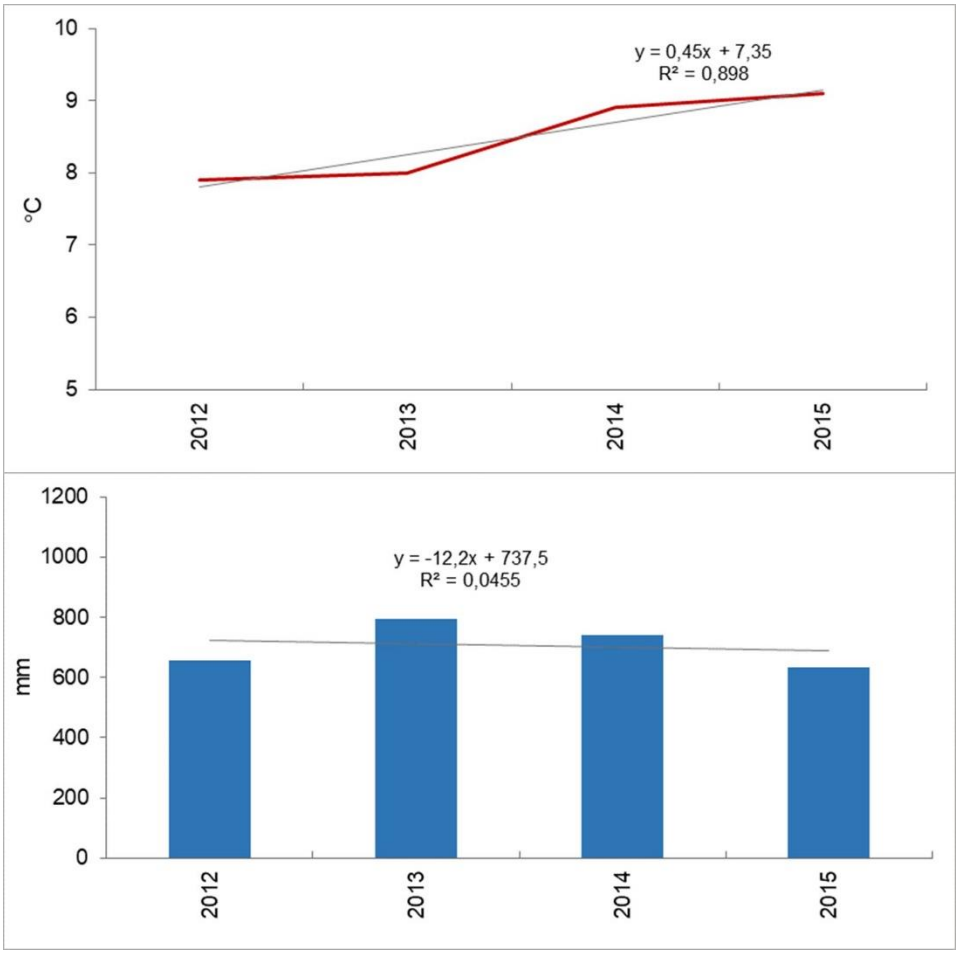
Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2012	5,1	-3,9	-2,7	-8,6	3,7	8,8	14,3	17	20,6	17,9	14,1	7,9	7,9
2013	5,1	0,6	-3,7	-1,2	-2,3	8,1	14,9	17,7	18,1	18,2	11,2	9,8	8,1
2014	4,3	0,0	-2,8	1,0	5,7	9,4	13,2	15,6	20,0	17,5	14,0	9,0	8,9
2015	4,3	2,4	0,2	0,3	4,0	7,3	12,1	16,9	19,0	21	14,8	6,6	9,1
średnia	4,7	-0,23	-2,3	-2,1	2,8	8,4	13,6	16,8	19,4	18,7	13,65	8,3	8,5



Tab. 3.8.3. Klasyfikacja opadowa (%) w Stacji ZMŚP Roztocze w latach 2012-2015 na podstawie wartości normowych ze stacji meteorologicznej w Zwierzyńcu z okresu 1998-2014

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2012	79,7	58,1	60,5	78,5	88,2	141,2	61,2	128,5	62,5	163,4	47,6	99,0	90,8
2013	189,1	66,0	109,6	99,6	180,8	212,1	44,3	13,2	126,3	20,3	167,9	41,2	109,6
2014	117,5	46,7	107,4	65,3	174,0	95,5	93,6	118,6	94,4	97,3	35,3	137,9	102,3
2015	104,3	18,5	86,1	104,1	125,4	29,2	88,2	8,7	162,9	116,0	165,7	90,1	87,7
średnia	122,7	47,3	90,9	86,9	142,1	119,5	71,8	67,3	111,5	99,3	104,1	92,0	97,6





Ryc. 3.8.3. Przebieg temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej Roztocze w okresie 2012-2015

Analiza zawartości SO_2, NO_2 i O_3 w powietrzu przeprowadzona została na podstawie wyników automatycznych pomiarów gromadzonych od roku 2011. Średnie roczne stężenie poszczególnych substancji obliczone dla wielolecia 2011-2015, na podstawie wyników z analizatorów Stacji wyniosło: $S\text{-}SO_2$ – 1,5 $\mu g \cdot m^{-3}$, $N\text{-}NO_2$ – 2,77 $\mu g \cdot m^{-3}$, O_3 – 52,44 $\mu g \cdot m^{-3}$ (*Tab. 3.8.4*, *Ryc. 3.8.4*, *Ryc. 3.8.5*).

Średnie roczne stężenie $S\text{-}SO_2$ w okresie 2011-2015 kształtowało się na poziomie 1,5 $\mu g \cdot m^{-3}$ i charakteryzowało się małym zróżnicowaniem wartości (1,33-1,82). Najwyższy poziom osiągnęło w roku 2012 (1,82 $\mu g \cdot m^{-3}$), zaś najniższy w latach 2014 i 2015 (odpowiednio 1,33 i 1,38 $\mu g \cdot m^{-3}$).

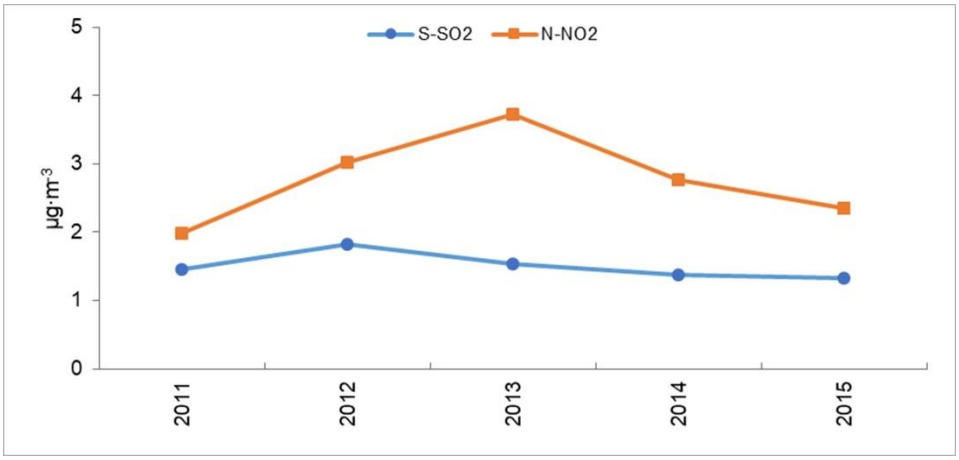
Średnie roczne stężenie $N\text{-}NO_2$ osiągnęło w badanym okresie wartość poniżej 3 $\mu g \cdot m^{-3}$, osiągając wartość maksymalną w roku 2013 (3,72 $\mu g \cdot m^{-3}$).

Najniższe wartości natomiast odnotowano w roku 2011 (1,98 $\mu g \cdot m^{-3}$). Po maksimum w 2013, stężenia $N\text{-}NO_2$ maleją do wartości średnich.

Średnie roczne stężenie O_3 w latach 2011-2015 wyniosło 52,44 $\mu g \cdot m^{-3}$ i wykazuje niewielkie wahania w poszczególnych latach (48,80-56,40 $\mu g \cdot m^{-3}$) z lekką tendencją wzrostową począwszy od roku 2013.

Tab. 3.8.4. Średnie roczne stężenia substancji w zlewni Świerszcza w wieloleciu 2011-2015

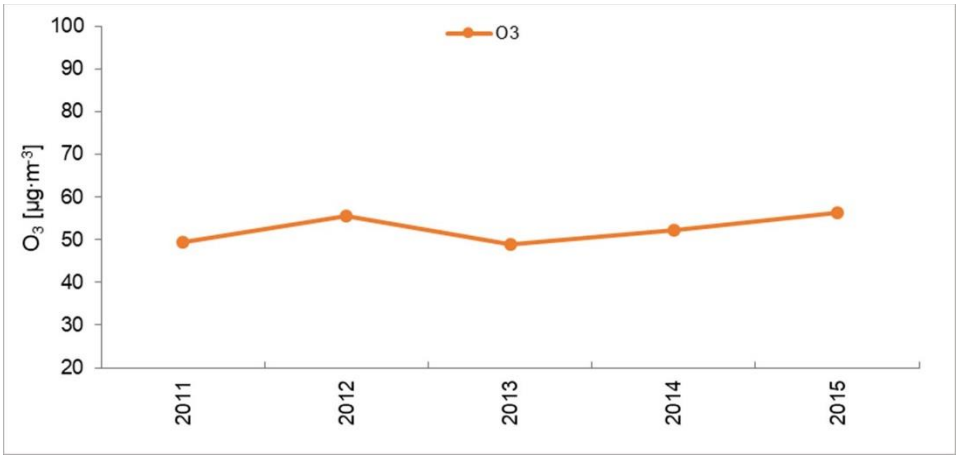
Rok hydrologiczny	$S\text{-}SO_2$	SO_2	$N\text{-}NO_2$	NO_2	O_3
	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$	$\mu g \cdot m^{-3}$
2011	1,45	3,63	1,98	9,95	49,30
2012	1,82	3,06	3,02	12,24	55,50
2013	1,53	2,76	3,72	9,12	48,80
2014	1,38	2,65	2,77	7,72	52,20
2015	1,33	2,34	2,35	8,38	56,40



Ryc. 3.8.4. Stężenie średnie roczne dla $S\text{-}SO_2$ i $N\text{-}NO_2$ w wieloleciu 2011-2015

Kształtowanie właściwości fizykochemicznych wód opadowych zachodzi pod wpływem naturalnych i antropogenicznych substancji krążących w atmosferze. Wyniki badań wód z opadu mokrego w stacji Roztocze wskazują na przewagę opadów słabo kwaśnych (średnia pH - 4,7), które wg klasyfikacji Jansen Block, Knaack (1988), mieszczą się w przedziale wód o odczynie lekko obniżonym. W przypadku wód zbieranych jako opad całkowity (średnia pH - 5,0), dominowały również wody o odczynie lekko obniżonym (*Ryc. 3.8.6*). W półroczu zimowym odczyn opadów był niższy niż w półroczu letnim. Zazwyczaj wody z opadu całkowitego miały wyższy odczyn niż wody z opadu mokrego, podobna

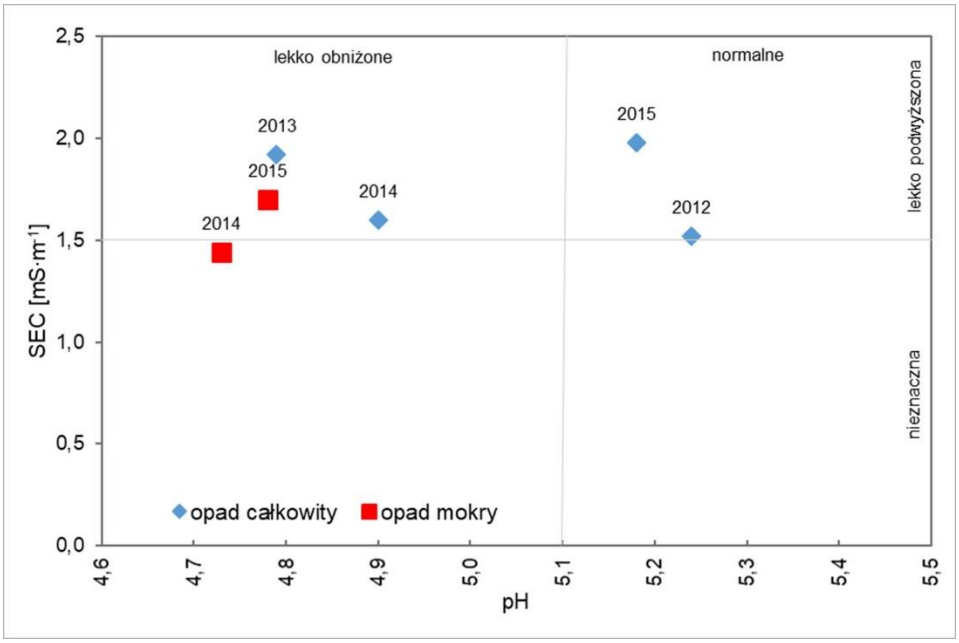
relacja zachodziła w przypadku przewodności elektrolitycznej właściwej (COND).



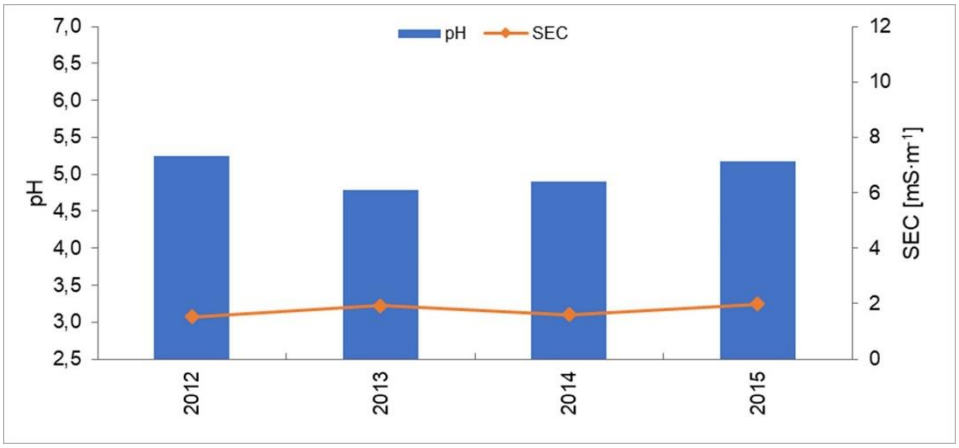
Ryc. 3.8.5. Stężenie średnie roczne dla O_3 w wieloleciu 2011-2015

Stosunkowo niską zawartość w wodach opadu mokrego i całkowitego miały rozpuszczone jony nieorganiczne. Przewodność elektrolityczna właściwa, będąca wskaźnikiem syntetycznym rozpuszczonych jonów w wodzie, zazwyczaj nie przekraczała 3,0 $mS \cdot m^{-1}$. Najwyższe wartości notowano przeważnie w próbkach o niskiej sumie opadów. W ocenie przekształcenia opadów atmosferycznych wg klasyfikacji Jansen, Block, Knaack (1988) na podstawie przewodności, frekwencja wód w opadzie mokrym przedstawiała się następująco: lekko podwyższone 58%, nieznaczne podwyższone 34%, bardzo silnie podwyższone 8%. W wodach zbieranych jako opad całkowity ponad 50% stanowiły opady o przewodności lekko podwyższonej. Najwyższe wartości notowano w lutym, a w miesiącach letnich po dłuższych okresach bez opadów atmosferycznych (*Ryc. 3.8.7*).

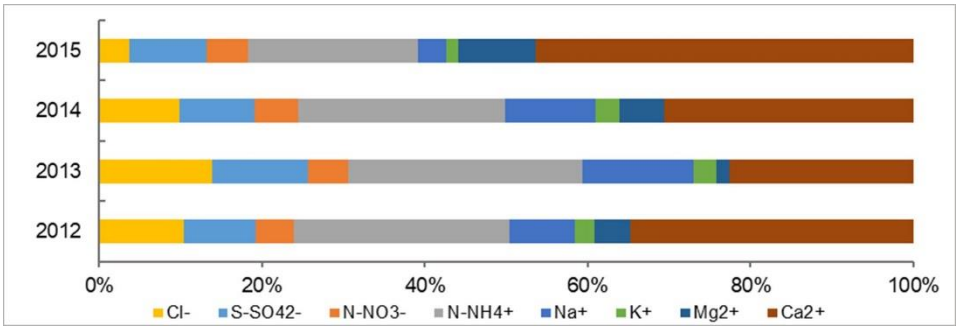
Wśród wskaźników o antropogenicznym pochodzeniu, stosunkowo duże stężenie oraz wysoki poziom depozycji wykazywał azot (jako $N\text{-}NH_4$+$N\text{-}NO_3$) i siarka (jako $S\text{-}SO_4$). Ich obecność w wodach można interpretować jako efekt emisji zanieczyszczeń o charakterze gazowym dalekiego zasięgu oraz miejscowego krążenia. W roku 2015 zaznaczył się także wyraźnie mniejszy wpływ mas powietrza pochodzenia morskiego na chemizm badanych wód, które identyfikować można na podstawie zawartości jonów chlorkowych i sodowych, a różnica w ładunku chloru i sodu między opadem mokrym i całkowitym świadczyć może o lokalnym zanieczyszczeniu atmosfery NaCl w formie stałej – pyłowej. Również formie pyłowej, należy przypisywać wyraźny wzrost ładunku wapnia i magnezu w opadzie całkowitym, szczególnie po dłuższych okresach suszy atmosferycznej (*Ryc. 3.8.8*, *Ryc. 3.8.9*).



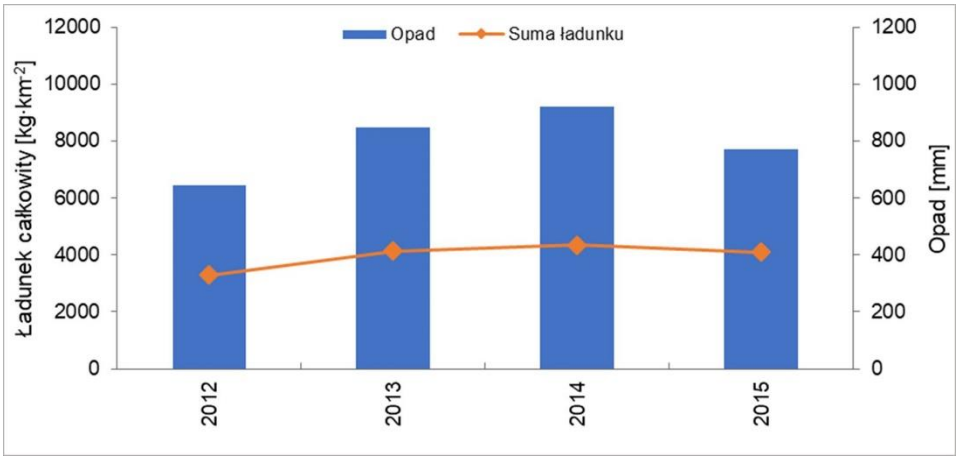
Ryc. 3.8.6. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów w latach 2012-2015



Ryc. 3.8.7. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej w latach 2012-2015



Ryc. 3.8.8. Udział procentowy składników opadów w latach 2012-2015

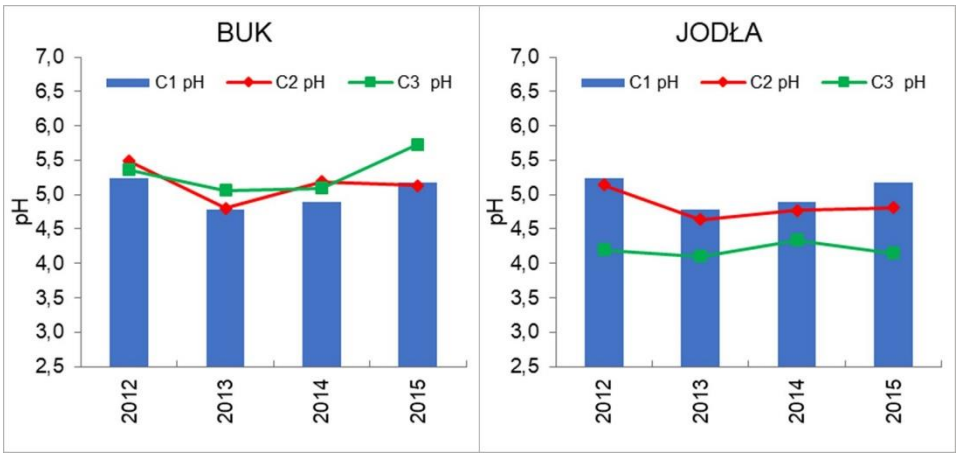


Ryc. 3.8.9. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 2012-2015

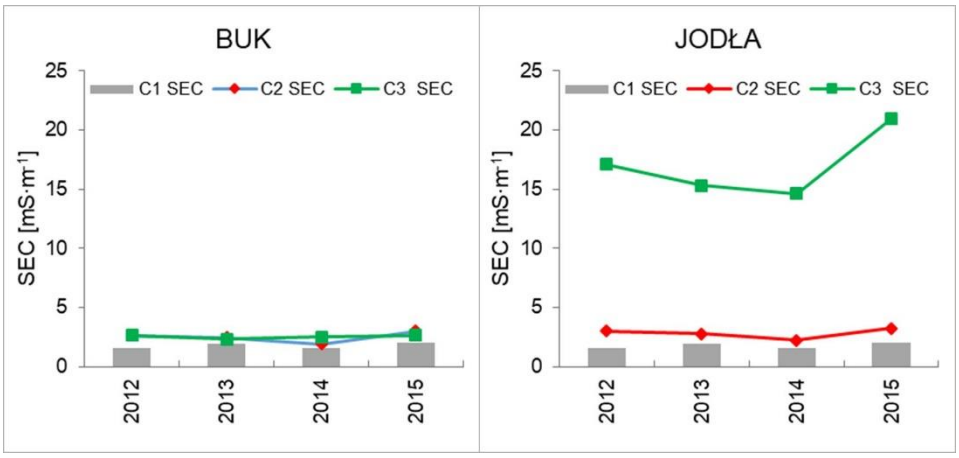
Średni roczny odczyn wody w opadzie podkoronowym i spływie po pniach buczyny był zbliżony lub nieco wyższy do wartości opadu całkowitego na otwartej przestrzeni, natomiast w jedlinie był wyraźnie niższy. W ocenie przekształcenia opadów wg klasyfikacji Jansen, Block, Knaack (1988) na podstawie pH, w spływie po pniach jodły dominowały próbki o odczynie znacznie obniżonym, w buczynie natomiast o odczynie normalnym (*Ryc. 3.8.10*).

Średnia ważona miesięczna i roczna wielkość przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie podkoronowym, była odwrotnie proporcjonalna do miesięcznej sumy opadu. W skali roku hydrologicznego najwyższe wartości przewodności elektrolitycznej w drzewostanie jodłowym notowano w półroczu zimowym, w buczynie natomiast rozkład był bardziej równomierny i zależny od miesięcznej sumy opadu. W buczynie zazwyczaj we wszystkich kolektorach przewodność i odczyn osiągały bardzo zbliżone wartości. W jedlinie natomiast występowały bardzo duże różnice w zależności od miejsca ustawienia kolektora. W kolektorach stojących w lukach i na ich obrzeżach zmierzona wartość

przewodności, będąca wskaźnikiem syntetycznym rozpuszczonych jonów w wodzie, zazwyczaj była niższa niż w opadzie całkowitym, a niekiedy i w mokrym, mierzonym na otwartym terenie.



Ryc. 3.8.10. Wartości średnie roczne ważone dla odczynu w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)



Ryc. 3.8.11. Wartości średnie roczne ważone dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3)

Wartości maksymalne przewodności w spływie po pniach występowały po okresach ubogich w opady. W jedlinie wszystkie próbki spływu miały znacznie podwyższoną przewodność - były w grupie bardzo silnie zmienionych (wg Jansen, Block, Knaack 1988) (*Ryc. 3.8.11*).

W wodach podziemnych poziomu kredowego, strefa zasilania – P1, obserwuje się słabą i opóźnioną reakcję na pojedyncze opady, nawet o dużej

wielkości, szczególnie w okresie letnim. W lipcu, mimo wystąpienia znacznych opadów nie odnotowano wzrostu retencji. Zmiany położenia zwierciadła wody nie były tak gwałtowne jak w płytszych poziomach wodonośnych mimo występowania długich okresów suszy atmosferycznej i ciągów wysokich temperatur. Wody płytkich poziomów czwartorzędowych, strefa drenażu – P2 i P3, wykazują wyższa dynamikę zmian retencji związaną ściśle z wielkością opadów i występowania okresów suszy atmosferycznej przy czym wody w torfie reagują szybciej i mocniej niż wody w utworach piaszczystych ujmowanych nieco głębiej (*Tab. 3.8.5*, *Tab. 3.8.6*, *Tab. 3.8.7*, *Ryc. 3.8.12*).

Tab. 3.8.5. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych w poszczególnych punktach pomiarowych dla wielolecia 2012-2015 [cm p.p.t.]

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru		
	P-1	P-2	P-3
Hd	1650	128	31
Hg	1534	69	-26

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów

Tab. 3.8.6. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M, przy założeniu, że $\mu = 0{,}25$ w okresie 2012-2015

Punkty pomiarowe	Rok	R_M											
		XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
P1	2012	-0,02	-0,02	-0,04	-0,02	0,01	-0,01	0,01	0,02	-0,03	-0,02	-0,03	-0,02
	2013	-0,02	-0,02	-0,01	0,01	0,02	0,38	-0,03	0,22	-0,12	-0,10	-0,06	-0,05
	2014	-0,03	-0,04	-0,03	-0,02	-0,02	-0,02	0,06	0,00	-0,01	-0,03	-0,03	-0,03
	2015	-0,03	-0,02	0,00	-0,01	-0,01	0,01	0,02	0,00	-0,03	-0,03	-0,02	-0,02
P2	2012	-0,01	0,01	-0,01	0,01	0,01	-0,02	-0,01	0,00	-0,03	-0,01	-0,02	0,02
	2013	-0,02	-0,01	0,04	-0,01	0,02	0,08	0,03	0,04	-0,04	-0,03	0,00	-0,01
	2014	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00	-0,02	0,03	0,00	-0,05	-0,01	-0,01	0,00
	2015	-0,01	0,02	0,01	-0,02	0,01	-0,01	0,02	-0,05	-0,02	-0,01	-0,02	0,00
P3	2012	-0,01	0,01	-0,01	0,02	0,00	-0,03	0,00	0,00	-0,05	0,00	-0,04	0,05
	2013	-0,02	-0,02	0,06	-0,01	0,01	0,05	0,02	0,00	-0,02	-0,02	0,01	-0,01
	2014	0,01	-0,01	0,00	0,01	0,00	-0,02	0,02	-0,01	-0,03	-0,01	-0,01	0,00
	2015	-0,02	0,03	0,01	-0,02	0,01	-0,02	0,02	-0,09	-0,02	-0,05	0,04	-0,01

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0{,}02$ *spadek retencji*

$-0{,}01 \leq R_M \leq 0{,}01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0{,}02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.8.7. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w okresie 2012-2015

Punkty pomiarowe	R_r			
	2012	2013	2014	2015
P4	-0,16	0,22	-0,20	-0,13
P5	-0,07	0,08	-0,07	-0,09
P6	-0,05	0,06	-0,04	-0,12

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Zmiany położenia zwierciadła wód gruntowych są powiązane z wielkości opadów atmosferycznych, a szczególne znaczenie ma wielkość opadów poza okresem wegetacyjnym.

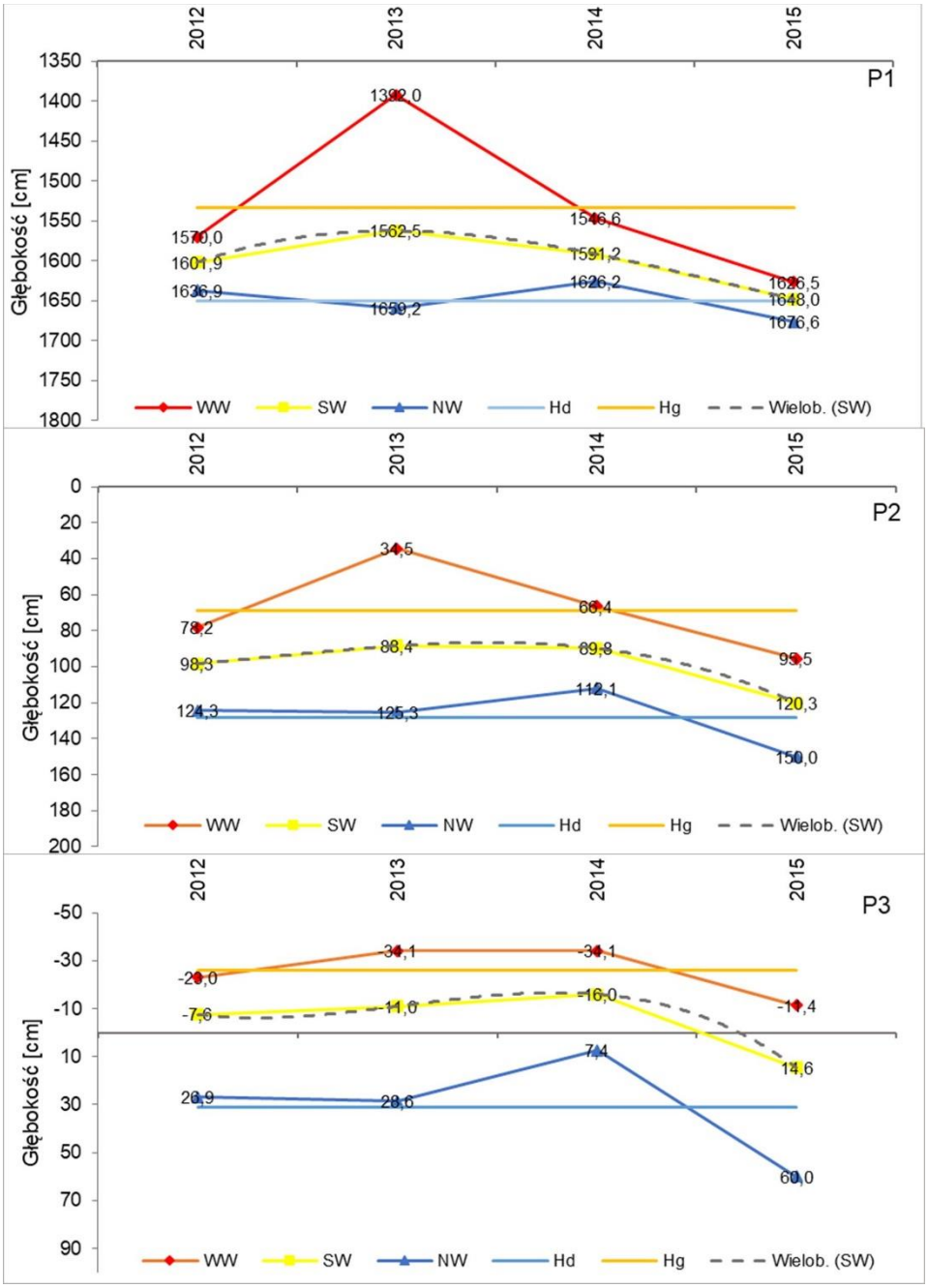
Według klasyfikacji zawartej w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 23.07.2008, badane wskaźniki fizyczno-chemiczne wód poziomu kredowego umiejscawiają ujęcie w II klasie jakości wód podziemnych (wody dobrej jakości) - jedynie z uwagi na zawartość Ca powyżej 50 mg·dm^{-3}, pozostałe mierzone parametry nie przekraczały wartości progowych I klasy. Badane wskaźniki fizycznochemiczne poziomu czwartorzędowego ujętego piezometremi P-2 i P-3 mieściły się w IV klasie jakości wód podziemnych (wody niezadowalającej jakości). Ocena ta jest wynikiem niskiego (między 4,5 a 5,4) odczynu wody, niskiej zawartości tlenu wartości oraz wysokiej wartości temperatury w okresie letnim. Poziom tych wskaźników wynikał z naturalnych procesów zachodzących w środowisku. Pod względem przyrodniczym wody te nie były poddane presji antropogenicznej wynikającej z działalności człowieka za wyjątkiem dostawy chlorków z pobliskiej drogi (*Tab. 3.8.8*).

Głównym elementem zasilania rzeki Świerszcz są źródła przykorytowe, ich wydajność jest związana z głębokością położenia zwierciadła kredowego poziomu wodonośnego. Wody płytszych warstw mają istotne znaczenie tylko w okresach obfitych opadów atmosferycznych. Krótki okres obserwacji nie pozwala na wyciągniecie głębszych wniosków w zakresie wahań i średniej wartości przepływu (*Tab. 3.8.9*, *Tab. 3.8.10*).

W poszczególnych miesiącach układ wartości odpływu jednostkowego był zróżnicowany. Wartości średniego odpływu jednostkowego półrocza zimowego są wyższe od otrzymanych dla miesięcy letnich (*Tab. 3.8.11*, *Ryc. 3.8.13*).

W wodach rzecznych zawartość azotu mineralnego ($N\text{-}NO_3$+$N\text{-}NH_4$) wynosiła średnio 0,50-0,55 mg·dm^{-3}. Forma azotanowa stanowiła około 60% zawartości azotu mineralnego. Średnia zawartość fosforu ogólnego wyniosła 0,12-0,15 mg·dm^{-3}. Zarówno w przypadku azotu i fosforu ogólnego, niskie wartości oraz

zmiany stężeń i odprowadzonych ładunków związane były z niewielkim rytmem wezbraniowym i wielkością spływu powierzchniowego w zlewni (*Ryc. 3.8.14*).



Ryc. 3.8.12. Tendencje zmian średnich rocznych, maksymalnych i minimalnych wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w okresie 2012-2015

Tab. 3.8.8. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w okresie 2012-2015

Rok klasa	Pkt. pom.	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	Al	NH_4	Stan chem. zlewni
		[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$											
2012	P-1	7,36	36,56	74,8	2,47	1,49	0,92	0,07	188,5	6,53	28,3	0,82	_	0,02	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2013		7,55	35,49	71,1	2,95	1,36	1,25	0,1	187,6	6,82	32,1	0,34	_	0,09	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2014		7,49	34,92	75,4	2,89	1,2	1,16	0,14	187,9	7,82	28,2	0,56	_	0,18	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2015		7,51	36,5	71,1	14,4	1,2	0,4	0,05	186,3	5,9	28,3	0,57	0	0,17	dobry
klasa		I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2012	P-2	5,41	10,11	9,9	2,61	2,04	1,57	0,1	9,7	2,96	35,2	0,25	_	0,05	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2013		5,11	8,05	6,8	2,55	1,71	1,53	0,02	8,3	4,11	30,9	0,08	_	0,1	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2014		5,28	7,67	6,9	2,31	1,54	1,41	0,02	7,4	4,27	25,6	0,04	_	0,11	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2015		5,41	10,15	10,0	2,46	2,45	1,52	0,01	4,8	5,07	34,6	0,04	0,07	0,06	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2012	P-3	5,06	5,3	7,6	1,02	0,55	1,98	0,56	12,1	3,44	4,3	0,36	_	0,31	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	III	I	I	I	I	I	I	
2013		4,45	4,79	4,9	0,84	0,53	0,54	1,32	3,1	1,83	5,7	0,07	_	0,18	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	III	I	I	I	I	I	I	
2014		4,81	3,54	5,3	0,9	0,3	0,5	0,46	4,2	2,41	6,5	0,02	_	0,1	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	
2015		4,7	5,02	7,7	0,79	0,59	0,27	0,55	6,0	1,46	8,6	0,02	0,09	0,28	dobry
klasa		IV	I	I	I	I	I	III	I	I	I	I	I	I	

Tab. 3.8.9. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Malowany Most w latach 2012-2015

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 2012-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
2012	0,044	0,070	0,205	2,297
2013	0,056	0,095	0,575	5,433
2014	0,047	0,069	0,224	2,570
2015	0,034	0,044	0,120	1,945

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

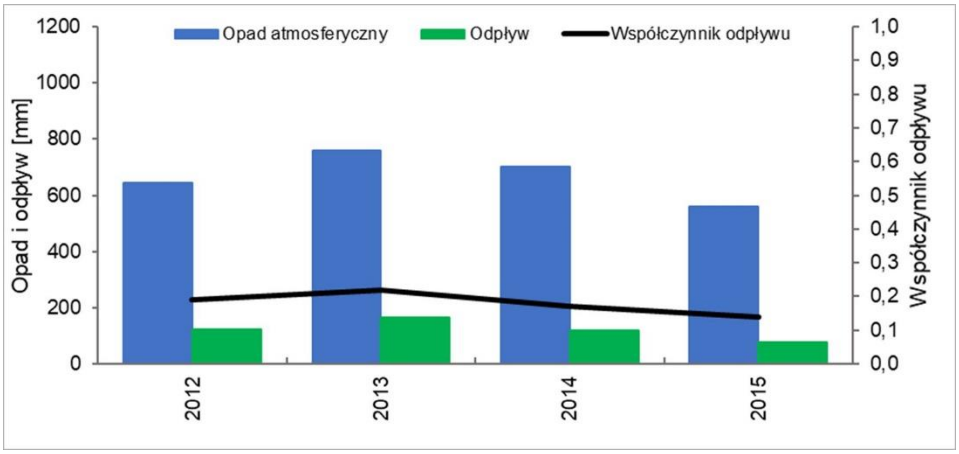
Tab. 3.8.10. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Malowany Most w latach 2012-2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (2012–2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,034	SNQ	0,044	WNQ	0,120
NSQ	0,045	SSQ	0,070	WSQ	0,281
NWQ	0,056	SWQ	0,095	WWQ	0,575

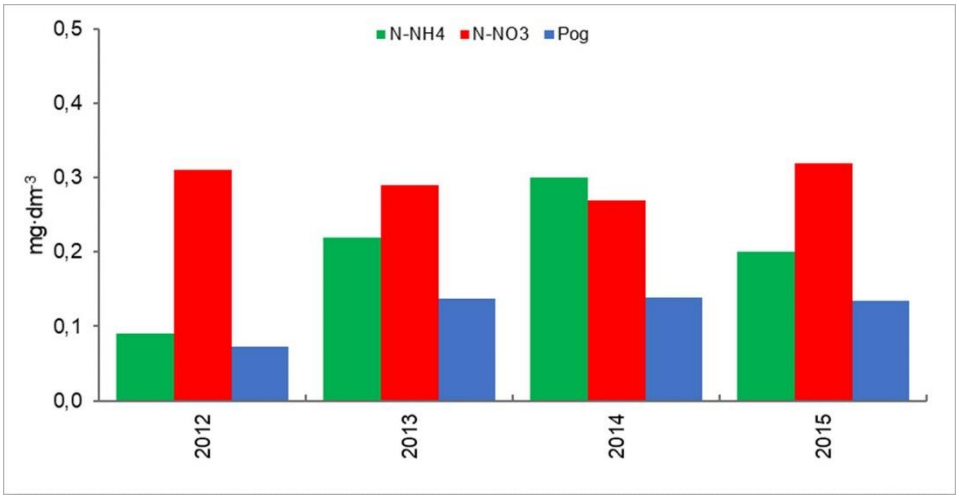
NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Tab. 3.8.11. Średnie w wieloleciu 2012-2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	29,1	10,5	0,36	4,05
XII	37,7	10,5	0,28	3,93
I	56,2	10,3	0,18	3,82
II	18,3	9,0	0,49	3,68
III	44,3	10,5	0,24	3,93
IV	44,4	11,2	0,25	4,32
V	117,1	11,9	0,10	4,46
VI	110,7	13,8	0,12	5,31
VII	77,3	9,4	0,12	3,53
VIII	47,9	7,8	0,16	2,92
IX	57,0	7,6	0,13	2,92
X	43,1	8,4	0,19	3,15
Półrocze zimowe	229,9	61,9	0,27	4,09
Półrocze letnie	453,1	58,9	0,13	3,71
Rok hydrologiczny	683,0	120,9	0,18	3,83



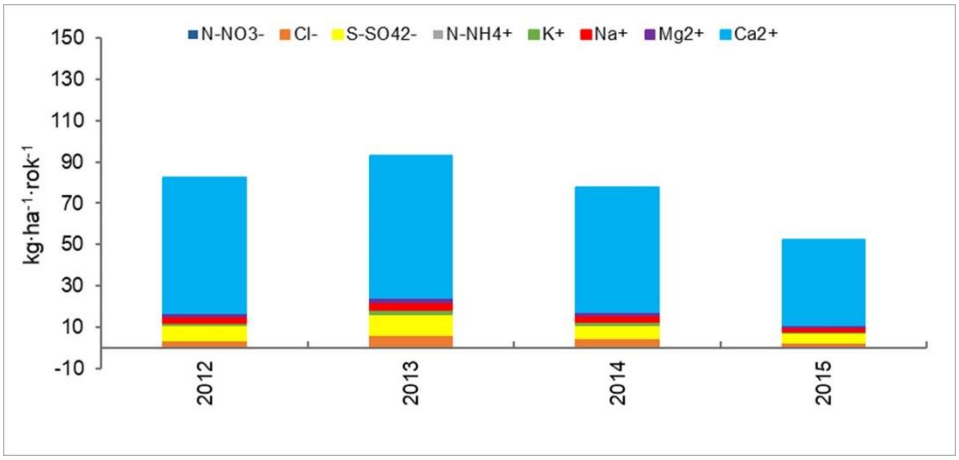
Ryc. 3.8.13. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości współczynnika odpływu [-] w wieloleciu 2012-2015 (lata hydrologiczne)



Ryc. 3.8.14. Rozkład stężeń biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) w latach 2012-2015

W ogólnym zestawieniu ładunku odprowadzonych jonów ze zlewni Świerszcza dominowały HCO_3 i Ca, które stanowiły około 85% łącznej ilości wynoszonych jonów. W roku 2015 w stosunku do okresu 2012-2014 nastąpił wyraźny spadek ładunku wszystkich odprowadzonych składników. Wynikało to głównie z najniższego odpływu rocznego. Świerszcz w tym okresie zasilany był niemal wyłącznie ze zbiornika wód podziemnych, o czym świadczy duża stabilność przepływów (*Tab. 3.8.12*, *Tab. 3.8.13*, *Ryc. 3.8.15*).

Na podstawie klasyfikacji zawartej w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 20.08.2008 r., wszystkie z badanych wskaźników fizyczno-chemicznych wód rzeki Świerszcz odpowiadała I klasie czystości. Należy zaznaczyć, że wody te nie były poddane istotnej presji antropogenicznej.



Ryc. 3.8.15. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych Świerszcza w wieloleciu 2012-2015

MONITORING PRZYRODY OŻYWIONEJ

Stacja Bazowa ZMŚP Roztocze jako jednostka naukowo-badawcza Roztoczańskiego Parku Narodowego, realizuje również rozbudowany monitoring przyrody ożywionej, będący podstawowym narzędziem diagnozy stanu przyrodniczych uwarunkowań oraz oceny zagrożeń dla środowiska Parku. Jako, że jest to wynik obowiązków formalno-prawnych, system monitoringu RPN składa się z dwóch podstawowych filarów: Państwowego Monitoringu Środowiska – działań realizowanych i implementowanych z tego systemu oraz monitoringu ujętego w Planie Ochrony RPN. W ramach pierwszego filaru, obok Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, wykonywany jest również Monitoring Ptaków Polski oraz Monitoring Siedlisk i Gatunków. Zakres monitoringu opracowany na potrzeby ochrony zasobów przyrodniczych RPN zawarty w Planie Ochrony Parku, obejmuje szereg tematów badawczych związanych z badaniem stanu i zmian w ekosystemach leśnych, nieleśnych i mokradłowych oraz w świecie grzybów, roślin i zwierząt.

W ramach ZMŚP wiodącymi tematami badawczymi są zagadnienia związane z oceną stanu szaty roślinnej (w tym diagnozy stanu siedlisk oraz gatunków obcych) a także zawartości metali ciężkich i siarki w plechach porostów – będąca wynikiem stopnia depozycji niebezpiecznych substancji w środowisku.

Tab. 3.8.12. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni Świerszcza w okresie 2012-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	P_{og}	Al	SEC	zawiesina	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]												[-]	[µg·dm^{-3}]		[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]			[°C]
2012	146,5	5,72	17,14	0,31	1,36	0,09	0,12	2,78	2,31	1,51	1,51	52,68	7,37	73	_	26,7	_	8,2	_	8,3
2013	133,25	6,05	18,14	0,29	1,3	0,22	0,28	3,82	2,47	1,34	1,14	44,99	7,48	137	_	25,11	_	11,5	_	7,7
2014	142,2	5,23	15,69	0,27	1,2	0,30	0,38	3,72	2,63	1,24	1,13	51,06	7,73	139	_	24,93	-	9,5	_	8,3
2015	150,73	5,67	17,01	0,32	1,43	0,20	0,26	3,46	2,53	1,04	1,24	53,23	7,87	134	0	28,02	18,32	9,9	0,78	8,3
2012-2015	141,40	5,84	17,50	0,30	1,34	0,18	0,23	3,41	2,44	1,33	1,28	49,36	7,53	116		26,2		9,1		8,1

Tab. 3.8.13. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym Świerszcza w profilu Malowany Most, w okresie 2012-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	P_{og}	SUS	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]														[mm]
2012	181,44	7,09	21,25	0,39	1,70	0,11	0,14	3,46	2,88	1,25	1,88	65,22	0,09		121,8
2013	203,81	9,35	28,05	0,44	1,93	0,34	0,50	6,10	3,94	2,22	1,77	68,64	0,23		165,5
2014	168,01	6,17	18,50	0,32	1,41	0,33	0,42	4,44	3,13	1,49	1,35	60,44	0,17		119,2
2015	115,99	4,36	13,09	0,25	1,10	0,15	0,19	2,66	1,95	0,80	0,95	40,96	0,10	13,91	76,9
2012 -2015	167,31	6,74	20,22	0,35	1,54	0,23	0,31	4,17	2,98	1,44	1,49	58,82	0,15		120,9

W celu monitorowania zbiorowisk roślinności leśnej, zostały założone 2 stałe powierzchnie badawcze w siedliskach przyrodniczych Natura 2000: w dobrze wykształconym płacie wyżynnego jodłowego boru mieszanego *Abietetum polonicum* i w typowej fitocenozie żyznej buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum*. W obrębie powierzchni jodłowej zidentyfikowano łącznie 15 gatunków roślin naczyniowych (6 drzew i krzewów, 9 roślin zielnych) oraz 11 gatunków mszaków. Wśród nich są 3 taksony charakterystyczne dla zespołu *Abietetum polonicum*, 1- związku *Vaccinio-Piceion*, 8 - klasy *Vaccinio-Piceetea*. Klasę *Querco-Fagetea* reprezentuje występujący w trzech warstwach buk zwyczajny *Fagus sylvatica*, natomiast najliczniejsza jest grupa gatunków towarzyszących - 13. Zdecydowanie dominowała w niej różnowiekowa (60-140 lat) jodła pospolita *Abies alba*, osiągając we wszystkich podwarstwach V stopień stałości. Domieszkę stanowiły świerk pospolity *Picea abies* w wieku ok. 80 lat, sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (wiek 120 lat) oraz buk zwyczajny *Fagus sylvatica*. Na powierzchni badawczej w zespole buczyny karpackiej stwierdzono występowanie ogółem 54 gatunków roślin (13 gatunków drzewiastych, 6 krzewiastych, 33 zielnych, 2 mszaków). Całkowita liczba gatunków na poszczególnych poletkach wynosiła od 20 do 32, natomiast uwzględniając jedynie warstwę runa – od 13 do 23. Dominującym gatunkiem w drzewostanie był buk zwyczajny *Fagus sylvatica* w wieku 65-100 lat. W domieszce występowały jodła pospolita *Abies alba* (wiek 100 lat) oraz sporadycznie dąb szypułkowy *Quercus robur* i modrzew europejski *Larix decidua*. Zrąb roślinności tworzyły gatunki lasów liściastych z klasy *Querco-Fagetea* (łącznie 28). Fitocenoza buczyny karpackiej w granicach powierzchni monitoringowe odznaczała się wysoką homogenicznością. Kondycję zdrowotną ekosystemów leśnych monitorowano na 3 powierzchniach leśnych zbiorowisk roślinnych: w drzewostanie bukowym, jodłowym i olszowym, badając podstawowe parametry wskazujące na stan zachowania drzew. Protokół metodyczny nie pozwala jednak odnieść wprost uzyskiwanych wyników do oceny zdrowotności drzewostanów całej zlewni i obszaru badawczego.

W latach 2011-2015 wykonano w obszarze Parku oraz w zlewni badawczej inwentaryzację obcych gatunków drzew i krzewów oraz roślin zielnych. Łącznie na terenie zlewni Świerszcza stwierdzono w 2016 roku obecność 38 gatunków roślin inwazyjnych obcego pochodzenia co stanowi 4,25% wszystkich gatunków roślin naczyniowych na tym terenie. Z punktu widzenia oddziaływania na siedliska przyrodnicze oraz gatunki, najistotniejszymi gatunkami obcymi występującymi w obszarze badawczym są: czeremcha amerykańska, świdośliwa kłosowa, robinia akacjowa, rutbekia naga, niecierpek drobnokwiatowy, nawłoć późna.

Ocenę zawartości 7 metali ciężkich i siarki w porostach realizowano w oparciu o analizę plech pustułki pęcherzykowatej. Dane z lat 2011-2014, dotyczące koncentracji tych pierwiastków wskazują na utrzymywanie się bardzo

wysokiej zawartości siarki (średnio 785 a 985 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.) oraz wysokich wartości żelaza (średnio 307-511 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.). Dość wysoki udział ma również cynk (61-81 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.) oraz ołów (średnio 7,7-10 $\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.).

Podstawą badań w zakresie siedlisk i gatunków badanego obszaru, jako drugiego trzonu monitoringu biotycznego realizowanego w RPN, była inwentaryzacja zasobów, ocena stanu oraz wskazanie gatunków szczególnie cennych z punktu widzenia specyfiki Roztoczańskiego Parku Narodowego i Roztocza. Wykonane prace są podstawą wyodrębnienia 12 rzadkich i zagrożonych siedlisk przyrodniczych (Stachyra i in. 2011, Lorens, Stachyra 2015), ponad 1150 gatunków grzybów i grzybów zlichenizowanych, w tym 8 gatunków specjalnego zainteresowania (Lorens i in. 2015, Mułenko i in. 2015, Radliński i in. 2011), ponad 1320 gatunków roślin, w tym 46 gatunków specjalnego zainteresowania (Lorens i in. 2015, Radliński i in. 2011) oraz 3640 gatunków zwierząt, w tym 110 taksonów i gatunków specjalnego zainteresowania (Stachyra i in. 2015). Ocena tych zasobów stałą się poziomem referencyjnym, będącym podstawą monitoringu oraz wdrażania przez Park działań ochronnych dedykowanych siedliskom oraz gatunkom.

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

Ocenę stanu środowiska w zlewni Świerszcza omówiono w sposób syntetyczny, bowiem pionierski zakres prac badawczych oraz czas ich realizacji uniemożliwia ocenę stanu geoekosystemu zlewni badawczej w wieloleciu. Zebrane dane nie odzwierciedlają jeszcze w sposób reprezentatywny zmienności uwarunkowań przyrodniczych, wskazujących na wyraźne trendy zachodzące w ekosystemach badanego obszaru.

W aspekcie klimatologicznym, obszar zlewni w badanym okresie cechował się spadkiem sumy opadów przy jednoczesnym wzroście średniej temperatury. W ciągu 4 lat, klasyfikacja termiczna badanego obszaru cechowała się przemianą z normalnego (2012-2013) do bardzo ciepłego i anomalnie ciepłego roku 2015 z ekstremalnie ciepłym sierpniem. Pod względem opadowym, wartości sukcesywnie malały osiągając najniższą wartość w roku 2015. Oba kluczowe parametry, połączone z łagodnymi i suchymi zimami pogłębiły postępujący proces deficytu wód powierzchniowych i podziemnych. W zlewni badawczej następował rokroczny zanik fragmentów górnego i środkowego biegu Świerszcza w okresie do 3-4 miesięcy. Obniżył się znacząco (do 3 m) główny poziom wodonośny (wód kredowych) a wody podziemne zalegające płytko pod powierzchnią – okresowo zanikały. Susza spowodowała również nieznaczne zmiany parametrów fizykochemicznych wód. Pomimo opisanego stanu warunków klimatycznych i hydrologicznych, w górnym odcinku Świerszcza wskutek czynników naturalnych, nastąpiło retencjonowanie wód w obszarach

dawniej zmeliorowanych torfowisk dzięki zasiedleniu terenu przez bobra europejskiego. Obszar poddany podtopieniom zajmuje powierzchnię około 40 ha i warunkuje utrzymanie się ważnych pod względem fizjonomii siedlisk przyrodniczych od wód zależnych oraz mokradeł stanowiących siedliska rzadkich i zagrożonych gatunków roślin i zwierząt.

Badany okres cechował się stosunkowo łagodnym przebiegiem warunków meteorologicznych w kontekście występowania zjawisk ekstremalnych. Nie wystąpiły gwałtowne opady skutkujące niszczycielskimi konsekwencjami. Odnotowano 1 przypadek wystąpienia opadów gradu o średnicy kul lodowym nie przekraczających 2 cm. Typowe dla Roztocza zjawisko okiści lodowej wystąpiło w roku 2012 lecz nie wywołało poważnych konsekwencji (lodołomów) w ekosystemach leśnych. Brak było natomiast zjawiska okiści śniegowej, która w dotychczasowych pojawach powodowała poważne szkody w drzewostanach lasów Roztocza. W roku 2013 odnotowano lokalne huraganowe podmuchy, powodujące wystąpienie wiatrołomów i wiatrowałów w drzewostanach RPN w układzie smugowym.

Jakość powietrza w układzie zawartości podstawowych substancji zanieczyszczających (dwutlenku siarki, tlenków azotu) w badanym okresie – mieści się w granicach dopuszczalnych norm – osiągając bardzo niskie wartości, nie przekraczające kilkunastu procent poziomu dopuszczalnego – pomimo istniejących źródeł emisji lokalnych oraz istnienia w pobliżu punktu pomiarowego emitorów zanieczyszczeń infrastrukturalnych: węzła drogowego (skrzyżowania dwóch dość ruchliwych dróg powiatowych) i ruchliwej linii kolejowej o przebiegu regionalnym i międzynarodowym (Linii Hutniczej Szerokotorowej). Poziom zawartości tych substancji wskazuje na bardzo dobrą jakość powietrza w badanym obszarze, która utrzymuje się w na podobnym poziomie w całym cyklu pomiarowym. Przekroczenia w zakresie ozonu miały miejsce w okresie wiosenno-letnim i warunkowane były przede wszystkim panującymi warunkami klimatycznymi (wysokimi temperaturami). Na jakość powietrza wpływają warunki klimatyczne, zwłaszcza napływ mas powietrza ze znacznych odległości. Kluczowe znaczenie w zanieczyszczeniu powietrza mają uwarunkowania lokalne. Jednak oddziaływania ponadregionalne niekiedy w sposób znaczący mogą przyczynić się do depozycji zanieczyszczeń, co odnotowano w składzie chemicznym opadów.

Realizowane obserwacje ujawniły istnienie stałego zjawiska występowania okresowych opadów atmosferycznych o obniżonej wartości pH. Okresem występowania kwaśnego opadu jest zima, kiedy to substancje zakwaszające wodę emitowane są przez lokalne osadnictwo. Są to głównie wsie zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie zlewni, dlatego charakter tej emisji należy zaliczyć do antropogenicznych. Wyniki badań wód z opadu mokrego w stacji Roztocze wskazują na przewagę opadów słabo kwaśnych. Łączny ładunek pierwiastków wniesiony do podłoża wraz opadem całkowitym w badanym okresie oscylował na

poziomie4000 $mg \cdot m^{-2}$. Dominującymi pierwiastkami były: wapń, azot, siarka, chlor, potas, sód, magnez i wodór. Wśród wskaźników o antropogenicznym pochodzeniu, stosunkowo duże stężenie oraz wysoki poziom depozycji wykazywał azot (jako $N\text{-}NH_4$ oraz $N\text{-}NO_3$) i siarka (jako $S\text{-}SO_4$). Ich obecność w wodach można interpretować jako efekt emisji zanieczyszczeń o charakterze gazowym dalekiego zasięgu oraz miejscowego krążenia. Na Roztoczu corocznie notowane są wpływy mas powietrza pochodzenia morskiego objawiające się obecnością jonów chlorkowych i sodowych.

Chemizm opadów podkoronowych i spływu po pniach kształtowany był również pod decydującym wpływem warunków meteorologicznych. Zasadniczo, związki docierające do podłoża w buczynie i jedlinie, nie generowały zjawisk negatywnych dla charakteru badanych typów siedliskowych lasu (nie stwierdzono dotychczas działania czynników degenerujących).

Podobnie jak w przypadku wód docierających do podłoża jako opad podkoronowy, tak i wód spływających po pniach nie obserwowano zjawisk negatywnych dla charakteru badanych typów siedliskowych lasu (nie stwierdzono dotychczas działania czynników degenerujących).

Charakter roztworów glebowych ulega powolnym, nieznacznym przemianom właściwości fizykochemicznym (głównie pH i przewodności), które lekko się obniżyły. Udział procentowy głównych jonów obliczony ze stężeń równoważnikowych w wodach gleby bielicowej, jak i brunatnej, wskazuje na dominację wśród kationów jonu wapniowego i potasowego, natomiast wśród anionów jonu siarczanowego i chlorkowego w wodach gleby bielicowej oraz jonu wodorowęglanowego, siarczanowego i chlorkowego w wodach gleby brunatnej.

Od roku hydrologicznego 2015 notowane są pomiary stężenia jonów glinu, wskazujące na ścisły związek stężenia glinu ze stężeniem jonów wodorowych.

Rok 2015 jako najcieplejszy w historii pomiarów, a jednocześnie wyjątkowo ubogi w opady atmosferyczne wyraźnie wpłynął na stan i jakość wód podziemnych. Długotrwałe okresy suszy meteorologicznej powiązanej z występowaniem wysokich temperatur w czerwcu, a następnie w sierpniu i wrześniu zdecydowały o obniżeniu zwierciadła wody we wszystkich piezometrach poniżej średniego niskiego stanu z okresu 2012-2014. Od końca lipca do października wystąpiła susza hydrologiczna najgłębsza na przełomie sierpnia i września. Objawy suszy wystąpiły we wszystkich ekosystemach, a najbardziej odczuły je zbiorowiska torfowiskowe i mokradłowe. Nastąpiła zasadnicza przebudowa składu chemicznego wody w torfowisku. Woda napływająca do piezometru po okresie suszy, cechowała się znacznie wyższą mineralizacją ogólną (kilkukrotny wzrost stężenia jonów siarczanowego, wapnia i glinu). Woda ta pod względem cech fizykochemicznych podobna była do wody ujmowanej w piaskach. Dalsze obserwacje umożliwią ocenę wpływu przemian jakości wód na stan środowiska przyrodniczego. Pod względem jakości wód podziemnych, wszystkie rodzaje badanych poziomów wodonośnych, utrzymały

dotychczasową klasę jakości: kredowy – II, czwartorzędowe (piaski i torf) – IV. Jakość wód determinowana jest czynnikami naturalnymi (odczynem, temperaturą, zawartością niektórych substancji lub małymi stężeniami tlenu). Jedynie w poziomie czwartorzędu, w piasku, pewien wpływ mogą odgrywać substancje docierające do wód podziemnych z pobliskiej drogi.

Rzeka Świerszcz jest niewielkim ciekiem śródleśnym, w obrębie którego występują zjawiska determinujące bardzo zmienny reżim wodny. W omawianym cieku dominowały niskie przepływy, a wezbrania były niewielkie i krótkotrwałe co było pochodną warunków meteorologicznych. Niemal co roku notowano okresowe zaniki biegu Świerszcza na pewnych fragmentach w odcinku środkowym. Jedynie w górnym odcinku koryto odnogi kredowej nie zanika, w dużej mierze dzięki retencjonowaniu wody przez bobra europejskiego oraz w odcinku środkowym i dolnym – dzięki zasilaniu z wydajnych źródeł przykorytowych. Rzeka Świerszcz cechuje się słabą reakcją na niskie opady, natomiast intensywne deszcze lub gwałtowne roztopy prowadzą do wystąpienia wysokich wezbrań. Na podstawie klasyfikacji zawartej w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 20.08.2008 r., wszystkie z badanych wskaźników fizyczno-chemicznych wód rzeki Świerszcz odpowiadała I klasie czystości. Należy zaznaczyć, że pod względem przyrodniczym wody te nie były poddane istotnej presji antropogenicznej.

W odniesieniu do monitorowanych w ramach ZMŚP komponentów biotycznych – zdrowotności drzew i drzewostanów w trzech głównych typach siedliskowych, stwierdzono zauważalne zmiany wskazujące na procesy degeneracyjne wynikające z przyczyn naturalnych i antropopresji. Zarówno czynniki klimatyczne, w tym notowane ekstrema klimatyczne, jak również czynniki biotyczne uwypukliły występowanie bądź zachodzenie zjawisk negatywnie oddziałujących na stan zdrowotny badanych drzewostanów. Trudno w krótkiej serii badań wyrokować, w jakim kierunku te przemiany będą się kształtować. W wieloletnich aspektach badawczych drzewostanów Roztocza utrzymuje się tendencja wysokiej trwałości i odporności lasów na czynniki zarówno abiotyczne jak i biotyczne a także antropopresję. Dwa aspekty monitoringu biotycznego obrazują istnienie negatywnych oddziaływań: obecność i rozprzestrzenianie się obcych inwazyjnych gatunków roślin oraz kumulacja i wielkość stężeń niebezpiecznych pierwiastków w plechach porostów. Gatunki obce ograniczają rozwój naturalnych zbiorowisk lądowych i mokradłowych, utrudniają naturalne odnowienie drzewostanów Parku oraz powodują zmianę fizjonomii niektórych siedlisk (głównie borowych). Drugi aspekt wymaga rozszerzenia zakresu badań. Jakkolwiek notowane wartości nie wpływają na zdrowotność plech monitorowanego gatunku, to fakt nagromadzenia stwierdzonych wartości metali ciężkich i siarki – może negatywnie oddziaływać na inne komponenty, w tym również na człowieka.

Stan zachowania większości siedlisk przyrodniczych, zwłaszcza siedlisk wymienionych w Załączniku I Dyrektywy Siedliskowej sieci Natura 2000 – na podstawie wykonanych inwentaryzacji na potrzeby planu ochrony RPN (ujmując podstawowe parametry i wskaźniki) oraz monitoringu skuteczności działań ochronnych – oceniono dla zdecydowanej większości płatów jako właściwy (Lorens, Stachyra 2015; Stachyra i in. 2011). Zarówno powierzchnia tych siedlisk jak i fizjonomia, wskazują na brak istotnego oddziaływania czynników degeneracyjnych wynikających z przyczyn naturalnych i antropopresji, które mogłyby negatywnie wpłynąć na ich trwałość. Ponadto, realizowane działania ochronne w ekosystemach leśnych (przywracanie drzewostanów adekwatnych do siedliska) wskazują na wzrost powierzchni siedlisk przyrodniczych przy braku istotnego oddziaływania czynników wpływających na pogarszanie się stanu ich zachowania. Monitorowane gatunki roślin i zwierząt wymienione w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej sieci Natura 2000, cechuje stabilność parametrów i wskaźników determinujących ich właściwy stan zachowania (Lorens, Stachyra 2015; Stachyra i in. 2011). Aktualnie nie zanotowano działania istotnych czynników, które w przyszłości mogłyby negatywnie wpłynąć na ich trwałość. Pierwsze wyniki monitoringu awifauny, powiązane z wynikami monitoringu długofalowego (realizowanego w RPN od lat) wskazują na właściwy stan zachowania populacji monitorowanych gatunków oraz ich siedlisk – nie zanotowano bowiem istotnych trendów, zwłaszcza regresu, wśród ptaków objętych badaniami (Lorens, Stachyra 2015; Stachyra i in. 2011). Przeciwnie, dobry stan dogodnych siedlisk, w tym wzrost ich powierzchni wskutek uwarunkowań naturalnych, skutkował zwiększeniem się liczby terytoriów niektórych gatunków. Diagnoza ta dotyczy gatunków i grup badanych szczegółowo, wśród których dominują gatunki rzadkie i zagrożone związane z lasami o naturalnym charakterze. W przyszłości podjęta zostanie próba oceny stanu i trendów dla populacji gatunków pospolitych.

Podstawowym zagrożeniem (aktualnie o charakterze potencjalnym) dla środowiska przyrodniczego zlewni Świerszcza jest antropopresja. Pierwszy trzon w narastającej presji człowieka obejmuje rozwój infrastruktury – zwłaszcza rozwój przestrzenny rozproszonej zabudowy i instalacji przemysłowych w obszarach biologicznie czynnych (planowana budowa farm fotowoltaicznych w otulinie RPN, budowa domów mieszkalnych oraz przebudowa i modernizacja dróg w obszarze i sąsiedztwie Parku). Drugim rodzajem antropopresji jest intensyfikacja rolnictwa, a zwłaszcza planowane komasacje gruntów, wzrost powierzchni upraw, w tym upraw roślin przemysłowych, np. kukurydzy, wzrost depozycji środków chemicznych oraz postępująca mechanizacja. Nasilenie się wymienionych czynników może w przyszłości wpłynąć na zwiększenie ilości substancji zanieczyszczających wprowadzanych do powietrza, gleby i wody (biogenów, toksyn), co przekładać się będzie prawdopodobnie na pogorszenie

stanu środowiska abiotycznego i biotycznego – zwłaszcza siedlisk przyrodniczych i związanych z nimi gatunków.

PODSUMOWANIE

Zjawiska i procesy przyrodnicze zachodzące w geoekosystemach, w tym zlewni Świerszcza, są głównej mierze determinowane dostawą energii słonecznej i wody oraz, w zależności od regionu, wynikają z antropopresji. W odniesieniu do badanego obszaru – zlewni reprezentatywnej strumienia Świerszcz – zbyt krótki okres badań połączony ze znaczną zmiennością badanych komponentów sprawia, iż wieloletnie tendencje procesów kształtujących środowisko przyrodnicze zlewni są trudne w interpretacji i póki co są słabo zarysowane. Negatywny wpływ człowieka w zakresie wprowadzania do środowiska substancji zanieczyszczających w badanej zlewni, jakkolwiek stwierdzony, nie jest dotychczas dostatecznie rozpoznany i zbadany pod kątem wpływu na uwarunkowania przyrodnicze. Wprawdzie notowane są podwyższone wartości niektórych związków pochodzących ze spalania paliw i stosowania chemicznych środków utrzymania szlaków komunikacyjnych, ale jest to zjawisko lokalne, którego zasięg w obiegu materii jest prawdopodobnie nieistotny.

Można zaryzykować stwierdzenie, iż na podstawie diagnozy stanu elementów przyrody ożywionej, głównie zagrożonych siedlisk przyrodniczych oraz gatunków grzybów, roślin i zwierząt, oraz monitoringu zagadnień abiotycznych, zwłaszcza przebiegu procesów obiegu wody oraz jakości powietrza i wody – stan geoekosystemu zlewni Świerszcza jest dobry. Weryfikacja tej oceny możliwa będzie w cyklu wynikowym dalszych badań, zwłaszcza w kontekście wielolecia obejmującego dłuższą perspektywę czasową, w sposób reprezentatywny odzwierciedlającą specyfikę Roztocza reprezentującego krainę Wyżyn Środkowopolskich (Grabowski i in. 2015).

LITERATURA

Buraczyński J. (red.), 2002. Roztocze. Środowisko przyrodnicze. Wyd. Lubelskie, Lublin.

Grabowski T., Harasimiuk M., Kaszwski B.M., Kravchuk Y., Lorens B., Michalczyk Z., Shabliy O., (red.), 2015. Roztocze; Przyroda i Człowiek. Wyd. Roztoczański Park Narodowy, Zwierzyniec, 2015.

Jansen W., Block A., Knaack J., 1988. Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki. Aura, 4: 18–19.

Komisarek J., Marcinek J., Kozłowski M., Wiatrowska K., Pawłowski M., Dłużewski P., Kunz T., Wytykowska-Sroka E., Juraszyk J., Płachecińska M., 2012. Sprawozdanie merytoryczne z realizacji badań Pt. Kartowanie glebowe w stacji bazowej ZMŚP „ROZTOCZE" (wyniki gleboznawczych badań stacjonarnych na powierzchni testowej). Raport końcowy. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji. Poznań, 2012.

Kondracki J., 2000. Regionalizacja fizycznogeograficzna Polski. PWN, Warszawa.

Lorens B., Maciejewski Z., Miśta T., Radliński B., Zubel R., 2015. Rośliny. W: T. Grądziel, R. Reszel (red.), Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek. Wydawnictwo Lipiec, Zwierzyniec: 103-125.

Lorens B., Stachyra P., 2015. Roztoczański Park Narodowy w sieci Natura 2000. W: T. Grądziel, R. Reszel (red.), Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek. Wydawnictwo Lipiec, Zwierzyniec: 249-259.

Mułenko W., Kozłowska M., Radliński B., 2015. Grzyby. W: T. Grądziel, R. Reszel (red.), Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek. Wydawnictwo Lipiec, Zwierzyniec: 93-98.

Radliński B., Lorens B., Zubel R., 2011. Plan ochrony flory Roztoczańskiego Parku Narodowego. W: Materiały do projektu planu ochrony Roztoczańskiego Parku Narodowego. Wyd. RPN, Zwierzyniec: 77-86.

Stachyra P., Marczakowski P., Tchórzewski M., 2015. Świat zwierząt. W: T. Grądziel, R. Reszel (red.), Roztoczański Park Narodowy – przyroda i człowiek. Wydawnictwo Lipiec, Zwierzyniec: 129-177.

Stachyra P., Radliński B., Tittenbrun A., Michalczuk W., 2011. Plan ochrony obszarów Natura 2000 w zarządzie Roztoczańskiego Parku Narodowego. W: Materiały do projektu planu ochrony Roztoczańskiego Parku Narodowego. Wyd. RPN, Zwierzyniec: 149-187.

Stachyra P., Tchórzewski M., Marczakowski P., Piskorski M., Kolejko M., Michalczuk W., 2011. Plan ochrony fauny Roztoczańskiego Parku Narodowego. W: Materiały do projektu planu ochrony Roztoczańskiego Parku Narodowego. Wyd. RPN Zwierzyniec: 87-128.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO GEOEKOSYSTEMU ZLEWNI BYSTRZANKI

Witold Bochenek, Małgorzata Kijowska-Strugała, Krzysztof Kiszka

Stacja Badawcza w Szymbarku, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, Polska Akademia Nauk

WPROWADZENIE

Stacja Bazowa ZMŚP Szymbark działa w sieci Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego od początku jego funkcjonowania, czyli od 1994 roku. Formalnie funkcjonuje jako Stacja Badawcza Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego Polskiej Akademii Nauk. W ramach tej jednostki organizacyjnej Instytutu prowadzone są badania geomorfologiczych, hydrologicznych i ekologicznych zjawisk i procesów występujących w środowisku przyrodniczym, zgodnie z celem, jaki przyświecał powołaniu Stacji w 1966 r. (Starkel 1973, Gil 1994).

INDYWIDUALNOŚĆ GEOGRAFICZNA MONITOROWANEJ ZLEWNI

Badania prowadzone w ramach sieci ZMŚP przez Stację Bazową Szymbark są skoncentrowane w zlewni potoku Bystrzanka. Powierzchnia zlewni zajmuje 13 km^2. Według regionalizacji Kondrackiego (2000) zlewnia położona jest w makroregionie Beskidy Środkowe i mezoregionie Beskid Niski, a dokładniej - przy granicy dwóch dużych jednostek fizycznogeograficznych Karpat Fliszowych: Beskidów i Pogórza Karpackiego (Obniżenie Gorlickie i Pogórze Ciężkowickie). Kształt zlewni jest asymetryczny, z przewagą części prawobrzeżnej posiadającej cechy rzeźby beskidzkiej o deniwelacjach do 350 m (*Ryc. 3.9.1*). Rzeźba części lewobrzeżnej ma charakter pogórski, z deniwelacjami dochodzącymi do 200 m (Kotarba 1970). Najwyżej położonym punktem zlewni jest Maślana Góra 753 m n.p.m., natomiast ujście Bystrzanki do Ropy leży na wysokości 302 m n.p.m. Średnie nachylenie stoków w zlewni wynosi 9,2° (Gil 1994).

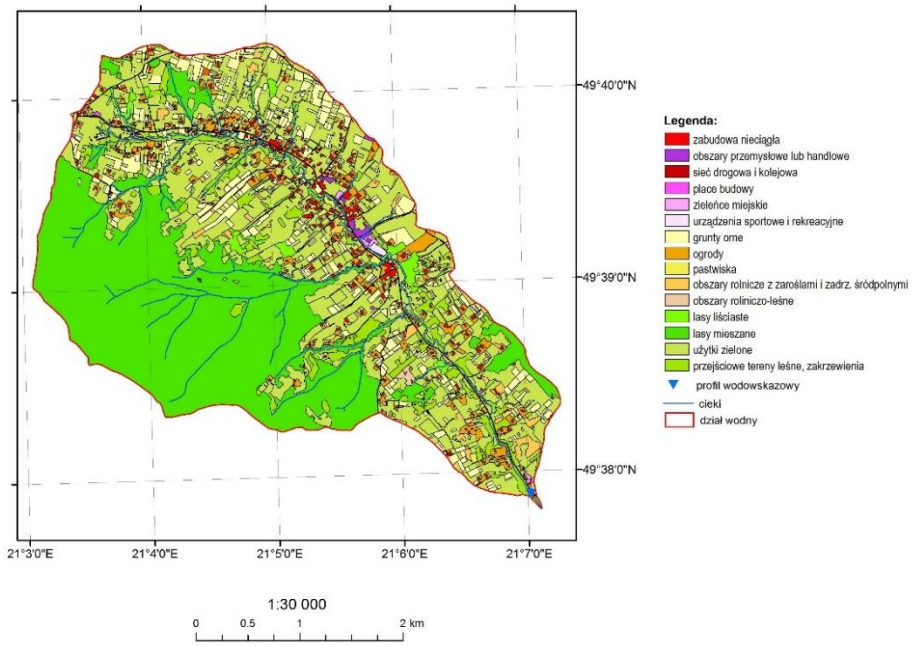
Rzeźba zlewni Bystrzanki ma charakter erozyjny z dominacją procesów erozyjno-denudacyjnych. Trzeciorzędowe podłoże skalne, które stanowią piaskowcowo-łupkowe utwory magurskie oraz łupkowo-piaskowcowe utwory inoceramowe i krośnieńskie predysponują ten obszar do występowania licznych osuwisk, które w zlewni eksperymentalnej zajmują ok. 30% powierzchni.

Podstawową cechą klimatu omawianego obszaru jest piętrowość wynikająca ze zmian wysokości bezwzględnej. Średnio do 570 m n.p.m. występuje piętro umiarkowanie ciepłe. Powyżej, aż do najwyższych wzniesień

zlewni rozciąga się piętro umiarkowanie chłodne (Hess i in. 1977). Poprzeczne obniżenie w łuku Karpat, jakie tworzy Beskid Niski, silnie wpływa na stosunki anemologiczne i termiczno-wilgotnościowe (Obrębska-Starklowa 1973). Dominują wiatry o kierunkach S-N i częste jest występowanie efektów fenowych, przy adwekcjach z południa. Opady, z powodu cienia opadowego, w jakim leży Beskid Niski, są niższe niż w Beskidzie Śląskim czy Żywieckim i wynoszą niewiele ponad 800 mm/rok, wykazując gradient wzrostowy 60 mm/100 m wysokości.

Do pięter klimatycznych dowiązują pietra roślinne. Wyższe partie zlewni zajmuje buczyna karpacka *Dentario Glandulosae-Fagetum*, z dominacją jodły i buka. Partie pogórskie zajmuje grąd *Tilio-Carpinetum* z grabem, lipą, jaworem i jesionem (Staszkiewicz 1973). Wzdłuż Bystrzanki ciągnie się niewielki pas łęgu z jesionem i olchą czarną. W obszarach uprawnych dominują różne zespoły chwastów polnych (Wójcik 1977). Rozpoznanie przeprowadzone w okresie ostatnich dwóch lat wskazuje na pojawianie się i ekspansję inwazyjnych gatunków roślin. W badanej zlewni ok. 90% powierzchni zajmują różne warianty gleb brunatnych (Adamczyk i in. 1973).

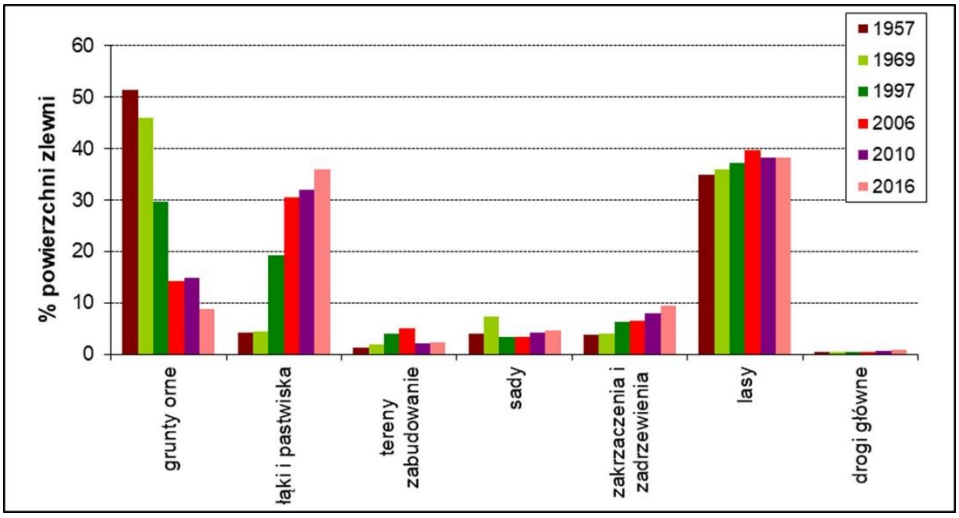
Na podstawie dobrego rozeznania elementów środowiska przyrodniczego oraz procesów w nim zachodzących tj. spływu powierzchniowego (Słupik 1973), spłukiwania gleby (Gil 1976) oraz denudacji chemicznej (Welc 1985) wyróżniono w obrębie zlewni cztery typy krajobrazu: niskich grzbietów górskich, garbów pogórskich, niskich garbów pogórskich o połogich stokach i den dolinnych (Gil 1979).



Ryc. 3.9.1. Zlewnia Bystrzanki, mapa hydrograficzna i użytkowania ziemi

W pokryciu terenu w 2016 r. dominują użytki rolne 44,7% (w tym grunty orne - 8,8%, użytki zielone - 35,9%), następnie powierzchnie zalesione - 38,2%, przejściowe tereny leśne z zakrzaczeniami - 9,4%, powierzchnie zurbanizowane z sadami 7,7% (*Ryc. 3.9.1*). W okresie ostatnich 60 lat zaobserwowano zasadnicze zmiany w pokryciu terenu, dotyczące przede wszystkim użytków rolnych: powierzchnia gruntów ornych zmniejszyła się prawie 6-krotnie na rzecz 8-krotnego przyrostu powierzchni zajmowanej przez użytki zielone (*Ryc. 3.9.2*).

Na obszarze zlewni Bystrzanki ok. 30% powierzchni zajmują osuwiska, głównie nieaktywne, których fragmenty po okresach intensywnych opadów, wykazują aktywność. W obrębie nisz osuwiskowych dochodzi do okresowego retencjonowania wody. Występują tutaj stałe lub okresowe wypływy wód podziemnych.



Ryc. 3.9.2. Zmiany pokrycia terenu na obszarze zlewni Bystrzanki w latach 1957-2016

PROGRAM POMIAROWY REALIZOWANY W ZLEWNI, SYSTEM POMIAROWY, METODYKI LABORATORYJNE

Większość stanowisk pomiarowych znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie budynków Stacji - na stoku doświadczalnym i w pobliskim lesie, w dolnej części zlewni, w pobliżu ujścia potoku do koryta Ropy (*Ryc. 3.9.3*).

W okresie prowadzenia pomiarów Stacja systematycznie poszerzała zakres wykonywanych badań w ramach ZMŚP.

W latach hydrologicznych 1994-2015 realizowane były badania w ramach następujących podprogramów pomiarowych:

A1 – meteorologia – realizacja od 1968 r., ogródek meteorologiczny na wysokości 325 m n.p.m., obserwacje terminowe (6:00, 12:00, 18:00 GMT), a od 2001 r. dodatkowa – rejestracja przez automatyczną stację MILOS 500,

B1 – chemizm powietrza – realizacja od 1998 r., 1998–2002 r. – aspiratory AGP24 (wartości średniodobowe), od 2003 – metoda pasywna (miesięczny okres ekspozycji), od 2005 – metoda automatyczna (wartości godzinowe),

C1 – chemizm opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej – realizacja od 1994 r. – opad całkowity (próby tygodniowe zlewane z prób dobowych), od 2002 r. – opad mokry (próby miesięczne zlewane z prób dobowych),

C2 – chemizm opadu podkoronowego – realizacja od 2002 r. – drzewostan świerkowy (*Picea excelsa*) i grabowy (*Carpinus betulus*), po 3 chwytacze pod koronami, próby miesięczne zlewane z tygodniowych,

C3 – chemizm spływu po pniach – realizacja od 2002 r. – drzewostan świerkowy (*Picea excelsa*) i grabowy (*Carpinus betulus*), po 4 chwytacze na pniach, próby miesięczne zlewane z tygodniowych,

D1 – metale ciężkie i siarka w porostach - realizacja od 2001 r., ekspozycja transplantowanych plech w półroczu hydrologicznym zimowym i półroczu hydrologicznym letnim na 16 stanowiskach w zlewni, powtórzenia pomiarów co 2 lata,

F1 – roztwory glebowe - realizacja od 2011 r. - drzewostan świerkowy (*Picea excelsa*) i grabowy (*Carpinus betulus*), po 3 stanowiska w każdym drzewostanie, próbniki na głębokości 30, 50, 80 i 110 cm, próby miesięczne,

F2 – wody podziemne – realizacja od 1994 r., 1 studnia, do 2003 r. – pobór prób co 3 miesiące, w okresie późniejszym – co miesiąc; dodatkowo codzienne pomiary poziomu wody na 2 stanowiskach piezometrycznych położonych w środkowej (340 m n.p.m.) i dolnej (324 m n.p.m.) części stoku doświadczalnego w otworach sięgających głębokości 1,0, 1,5, 2,0 m,

G2 – opad organiczny - realizacja od 2006 r., 15 chwytaczy w siatce 3 x 5 w odległości 3 m każdy w drzewostanie mieszanym: grab, świerk, czereśnia, buk, sosna,

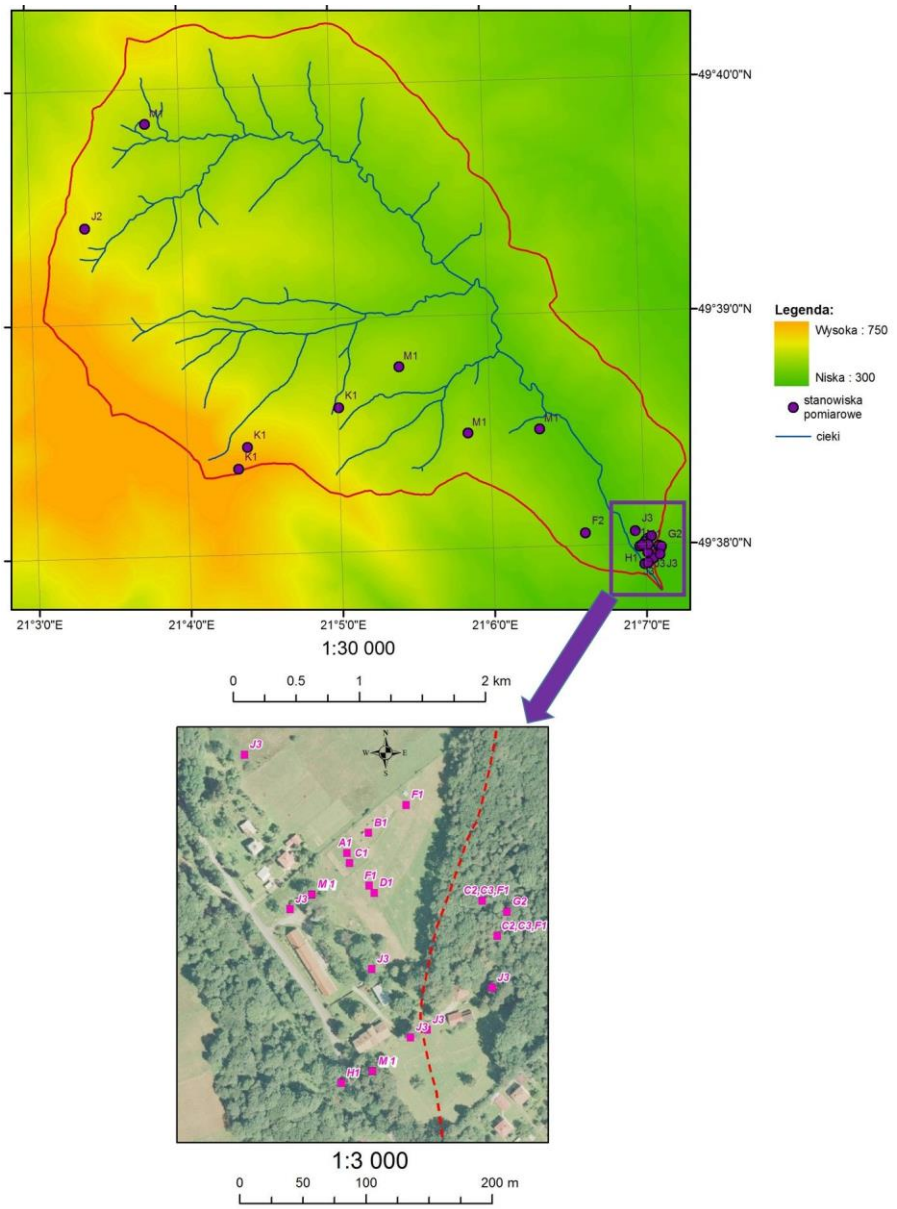
H1 – wody powierzchniowe: cieki – realizacja od 1994 r. w profilu wodowskazowym i hydrometrycznym zamykającym całą zlewnię, codzienny pobór prób (6:00 GMT), rejestracja poziomu wody przez limnigraf i limnimetr,

K1 – uszkodzenia drzew i drzewostanów - realizacja od 2011 r., 3 stanowiska: drzewostan jodłowy, bukowy i bukowo-jesionowy, na których wybrano po 20 drzew,

M1 – epifity nadrzewne – realizacja od 2002 r., 6 stanowiska, powtórzenia pomiarów co 2 lata

O1 – fauna bezkręgowa – biegaczowate *(Carabidae)* – realizacja od 2004 do 2013 r., odłowy prowadzone w lesie wyżynnym i lesie górskim (po

3 stanowiska x 5 chwytaczy), co roku z miesięcznym okresem ekspozycji od początku maja do końca września



Ryc. 3.9.3. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk badawczych w zlewni Bystrzanki

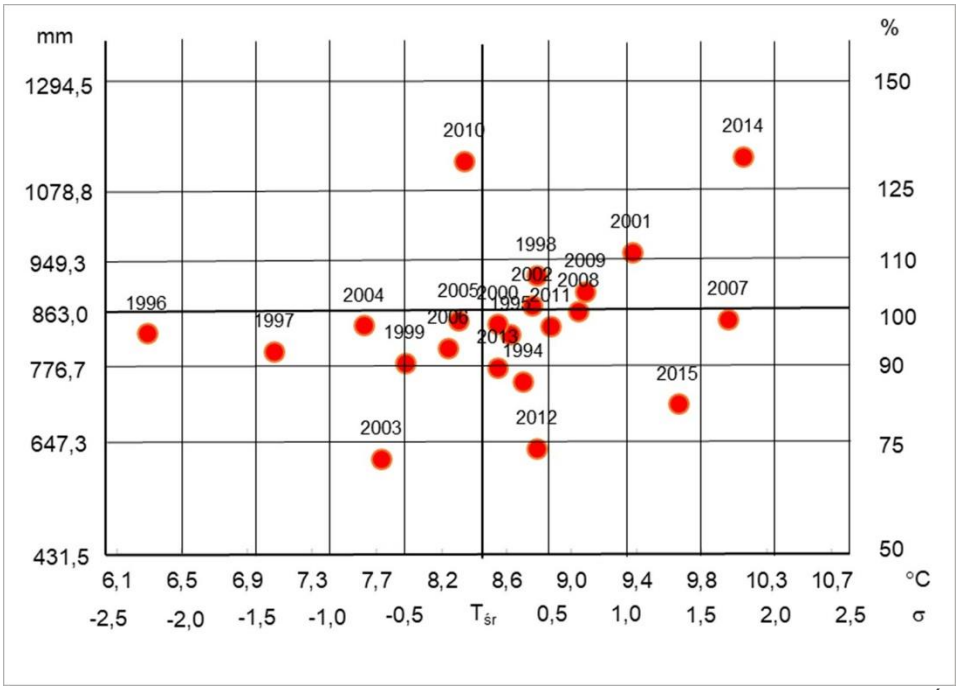
W latach 1996-2011 prowadzone były badania w ramach programu J2, zaś w latach 2003 i 2014 wykonano badania w ramach programu E1.

Pomiary fizyko-chemiczne i oznaczenia koncentracji jonów w pobieranych próbkach wód wykonywane były częściowo w laboratorium własnym Stacji oraz w Laboratoriach WIOŚ w Nowym Sączu i w Krakowie.

W okresie 22 lat prowadzenia pomiarów wprowadzano coraz to nowsze i precyzyjniejsze metody oznaczeń. Przechodzono od metod miareczkowych, poprzez spektrofotometrię UV/Vis, spektrometrię absorbcji atomowej do chromatografii jonowej. Obecnie wszystkie oznaczenia wykonywane są w laboratorium Stacji z wykorzystaniem chromatografii jonowej oraz spektrometrii absorbcji atomowej.

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO MONITOROWANEJ ZLEWNI W LATACH 1994-2015

Średnia roczna temperatura powietrza obliczona dla wielolecia 1994-2015 wyniosła 8,5°C, a średnia roczna suma opadów - 863,0 mm (*Ryc. 3.9.4*, *Ryc. 3.9.5*). Zakres zmienności średniej rocznej temperatury zamknął się w granicach od 6,2°C (1996 r.) do 10,1°C (2014 r.), natomiast roczne sumy opadów przyjęły wartości w zakresie od 612,4 mm (2003 r.) do 1180,0 (2010 r.).



Ryc. 3.9.4. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Stacji ZMŚP Szymbark w okresie 1994-2015

Temperatura powietrza wykazuje w omawianym okresie wyraźnie zarysowaną tendencję wzrostową (0,7°C/10 lat). Średnia minimalna

temperatura powietrza na 5 cm nad gruntem w wieloleciu wyniosła 9,4°C, a najniższa odnotowano wartość w całym wieloleciu wyniosła -32,8°C (24 stycznia 2006 r.). Temperatura gruntu na głębokości 5, 20 i 50 cm nawiązywała do przebiegu temperatury powietrza. Średnia roczna wartość temperatury gruntu w latach 1994-2015 na poszczególnych głębokościach była zbliżona i wynosiła 10,3°C (5 cm, 20 cm) oraz 10,4°C (50 cm), (*Tab. 3.9.1*).

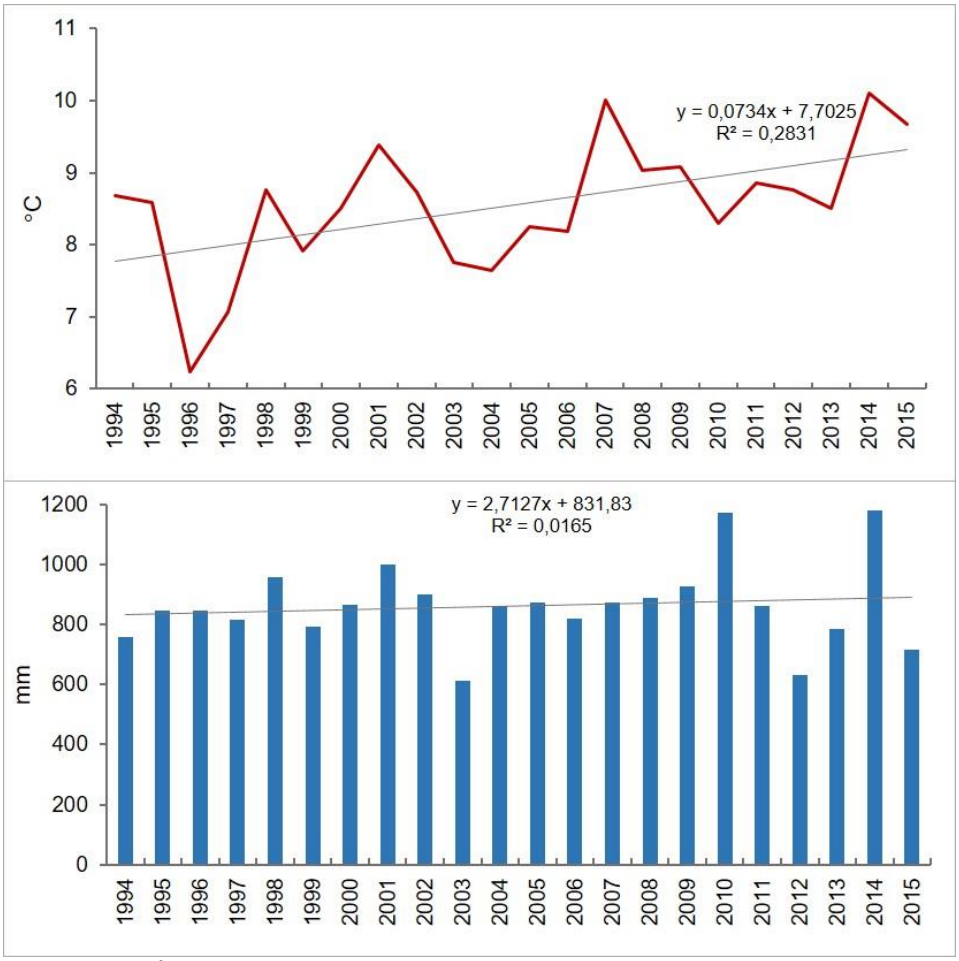
Tab. 3.9.1. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP Szymbark w okresie 1994-2015

Element	Jedn.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
SOL_P	[h]	62,1	47,4	53,1	72,0	121,2	159,4	201,3	209,0	223,8	216,5	143,8	109,4	1615,0
SOL_T_S	[MJ·m^{-2}]	111,6	78,3	99,4	164,9	318,4	446,5	554,1	579,3	607,2	529,5	364,2	227,1	4071,0
TA_X$_{max\ abs}$	[°C]	14,2	17,6	20,8	29,9	31,4	33,9	35,4	35,9	36,7	26,8	20,0	14,0	36,7
TA_X$_{max}$	[°C]	1,5	3,4	8,3	15,0	20,0	22,8	25,1	24,7	19,3	14,0	8,1	2,3	13,7
TA_D	[°C]	4,4	-1,1	-1,8	-0,6	3,1	8,8	13,7	16,9	18,9	18,2	13,5	8,9	8,5
TA_N$_{min}$	[°C]	1,4	-3,6	-4,8	-4,1	-1,2	2,9	7,5	10,9	13,0	12,4	8,6	4,8	4,0
TA_N$_{min\ abs.}$	[°C]	-17,0	-28,5	-30,9	-19,9	-20,3	-7,5	-4,4	1,6	4,5	3,3	-1,1	-7,8	-30,9
TA_G$_{min\ 5\ cm}$	[°C]	4,2	-1,0	-1,8	-0,7	3,6	9,7	15,4	18,8	20,7	19,8	14,4	9,2	9,4
TA_G$_{min\ abs.5\ cm}$	[°C]	-19,5	-31,5	-32,8	-30,7	-22,7	-9,7	-6,2	0,5	1,0	0,8	-3,4	-9,3	-32,8
T_S$_{5\ cm}$	[°C]	5,0	1,2	0,5	1,0	3,9	9,6	15,7	19,0	21,1	20,5	15,6	10,2	10,3
T_S$_{20\ cm}$	[°C]	6,1	2,2	1,3	1,4	3,7	8,9	14,6	18,4	20,2	20,2	16,1	10,9	10,3
T_S$_{50\ cm}$	[°C]	7,2	3,3	2,0	1,9	3,6	8,3	13,6	17,4	19,3	19,5	16,2	11,6	10,4
HH	[%]	80,8	77,8	73,1	68,8	71,2	73,7	74,4	75,1	78,7	78,8	80,1	80,9	76,1
RR_T	[mm]	47,3	39,1	46,1	41,9	53,6	58,8	102,0	121,9	131,4	91,3	76,7	55,2	863,0
SC_H	[cm]	4,6	6,4	10,8	12,3	6,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	3,5
PRES	[hPa]	1017,3	1020,0	1019,0	1018,0	1016,9	1015,2	1015,3	1015,5	1014,4	1015,5	1018,0	1019,2	1017,0
WIV	[m·s^{-1}]	2,48	2,53	2,50	2,51	2,46	2,16	1,92	1,70	1,65	1,60	1,72	2,17	2,1

Objaśnienia: SOL_P – usłonecznienie, SOL_T – całkowite promieniowanie słoneczne, TA - temperatura powietrza, T_S temperatura gruntu, HH – wilgotność względna powietrza, RR_T – opad atmosferyczny, SC_H – pokrywa śnieżna, PRES – ciśnienie atmosferyczne, WIV – prędkość wiatru

Wilgotność względna w latach 1994-2015 w Szymbarku wyniosła 76,1%, z najwyższą średnią miesięczną wartością w październiku (80,9%) i najniższą w lutym (68,8%). Średnie roczne usłonecznienie w analizowanym okresie badawczym wyniosło 1615 h, wykazując zróżnicowanie od 53 h w styczniu do

224 h w lipcu, a całkowite natężenie promieniowania słonecznego: 4071 $MJ \cdot m^{-2}$. Średnia roczna grubość pokrywy śnieżnej wyniosła 3,5 cm z najwyższą średnią wartością w lutym (12,3 cm). Średnie miesięczne ciśnienie atmosferyczne nie wykazywało dużego zróżnicowania (*Tab. 3.9.1*). Najwyższe wartości notowano w grudniu 1020,0 hPa a najniższe w lipcu 1014,4 hPa, przy średniej rocznej wartości 1017,0 hPa. W poszczególnych miesiącach analizowanego wielolecia średnia prędkość wiatru zawierała się w granicach od 1,60 $m \cdot s^{-1}$ do 2,53 $m \cdot s^{-1}$. Najwyższe średnie miesięczne prędkości wiatru w wieloleciu notowano od listopada do marca.



Ryc. 3.9.5. Średnia roczna temperatura powietrza i roczna suma opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015

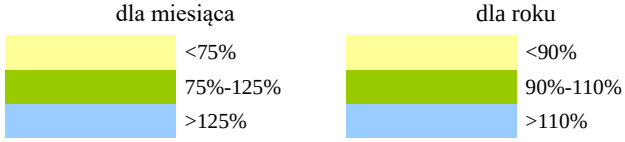
Tab. 3.9.2. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP XX w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	-0,6	1,9	2,3	-1,8	5,00	8,5	12,5	15,8	19,8	18,0	15,6	7,1	8,7
1995	3,7	0,1	-1,6	3,3	2,60	7,2	12,1	16,2	19,6	17,1	12,8	10,0	8,6
1996	-0,5	-3,7	-4,9	-4,8	-2,00	7,4	15,0	16,7	16,3	16,7	9,8	8,9	6,2
1997	6,7	-6,1	-5,8	0,3	2,00	4,3	13,8	16,7	16,9	16,9	12,7	6,4	7,1
1998	4,1	-0,2	0,5	3,0	1,35	10,0	12,6	17,8	17,8	16,9	12,9	8,4	8,8
1999	-0,8	-3,8	-0,8	-1,4	3,91	9,4	12,3	17,4	19,2	16,4	14,8	8,4	7,9
2000	2,0	-0,4	-3,6	0,9	3,01	11,1	14,5	16,9	16,9	17,8	11,0	12,0	8,5
2001	8,1	2,2	-1,1	-0,4	4,38	8,1	14,2	14,7	19,2	19,0	12,3	11,8	9,4
2002	2,0	-5,7	-1,2	4,0	6,10	8,2	16,3	17,3	19,0	19,0	12,2	7,6	8,7
2003	6,3	-4,8	-3,4	-5,6	1,90	7,2	15,9	17,7	18,9	19,2	13,5	6,3	7,8
2004	2,0	-5,7	-4,6	-0,1	3,78	8,8	11,8	16,1	17,6	18,1	13,1	10,9	7,6
2005	4,0	0,9	-1,2	-4,0	0,80	8,9	13,6	15,9	18,7	17,1	14,8	9,6	8,3
2006	3,7	-0,4	-6,6	-2,9	0,55	9,3	13,1	16,4	20,7	17,9	15,4	11,1	8,2
2007	6,7	2,9	3,0	1,6	5,90	8,4	15,3	18,5	20,0	18,3	11,8	7,6	10,0
2008	1,6	-1,8	1,3	2,6	4,30	8,9	13,4	17,7	18,4	18,7	12,7	10,6	9,0
2009	6,3	1,0	-2,1	-0,9	2,99	11,0	13,4	16,0	19,9	18,3	14,9	8,2	9,1
2010	6,0	0,0	-5,5	-0,9	3,31	8,6	13,4	17,1	20,0	19,6	12,4	5,6	8,3
2011	7,6	-3,8	-0,6	-2,9	3,70	9,9	13,2	17,7	17,8	19,1	15,9	8,5	8,9
2012	2,7	1,9	-2,2	-7,8	4,82	10,0	14,2	18,1	20,3	18,5	15,2	9,6	8,8
2013	6,9	-2,4	-2,5	-0,2	-0,58	9,5	14,3	17,7	18,9	18,6	12,2	9,6	8,5
2014	5,7	1,7	1,0	4,4	6,69	10,1	13,6	16,2	19,6	17,3	14,8	10,2	10,1
2015	6,5	0,9	0,5	1,1	4,44	8,4	12,7	17,1	20,1	20,9	15,2	8,3	9,7
średnia	4,1	-1,1	-1,8	-0,6	3,1	8,8	13,7	16,9	18,9	18,2	13,5	8,9	8,5



Tab. 3.9.3. Klasyfikacja opadowa w Stacji ZMŚP Szymbark w okresie 1994-2015

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	41,5	69,9	75,5	34,9	168,3	183,5	75,8	81,8	12,4	117,7	88,1	174,6	87,9
1995	89,1	127,6	64,4	123,5	108,4	129,3	81,5	153,5	17,0	131,3	156,3	16,1	98,2
1996	136,9	117,5	100,4	51,1	64,4	44,5	138,5	38,1	86,5	121,4	177,4	114,8	98,2
1997	89,1	84,8	37,5	75,2	55,4	143,9	101,2	68,1	153,7	78,0	67,7	120,3	94,3
1998	94,0	179,1	138,6	134,9	69,4	177,8	121,3	119,7	80,0	58,7	90,5	152,5	110,9
1999	77,8	83,5	53,3	175,8	58,6	149,7	58,9	106,7	79,8	88,7	60,6	153,4	91,8
2000	130,3	111,5	92,4	173,6	194,8	131,7	88,6	40,0	173,7	50,5	64,0	8,9	100,4
2001	51,4	76,9	119,9	45,9	118,1	167,2	45,8	140,8	191,7	125,4	134,3	43,1	116,0
2002	112,3	87,0	53,6	102,9	63,6	80,2	94,1	104,9	91,0	148,9	109,8	188,4	104,4
2003	75,3	69,1	100,8	84,8	72,9	83,4	123,6	53,7	43,6	18,1	80,8	97,8	71,0
2004	50,1	92,3	47,1	211,6	80,8	76,8	88,2	67,2	206,1	94,3	32,1	93,8	100,0
2005	189,4	23,5	201,7	110,8	60,3	106,4	97,0	117,7	55,0	170,1	75,7	27,9	101,0
2006	41,3	200,3	42,9	58,5	155,8	118,6	115,6	190,3	16,7	111,9	32,6	47,5	95,1
2007	183,7	79,7	169,4	126,8	115,8	47,4	43,6	79,4	53,2	81,6	231,8	137,9	101,3
2008	192,8	65,8	78,9	48,7	90,1	64,4	58,4	34,1	184,3	110,1	157,5	126,3	103,0
2009	55,0	157,4	87,2	122,5	176,7	7,0	102,7	180,6	61,0	118,3	33,0	199,6	107,3
2010	178,1	125,9	106,5	118,0	59,3	127,6	206,0	182,5	111,7	107,5	179,7	39,9	135,8
2011	63,6	144,0	83,9	61,4	19,8	75,5	56,8	112,2	247,4	72,2	17,5	104,3	99,8
2012	2,3	75,2	132,9	94,1	92,0	55,1	101,1	84,1	52,5	61,4	51,1	90,0	73,3
2013	64,7	89,0	187,4	117,3	144,0	56,1	103,6	148,3	33,9	25,7	127,5	40,4	90,9
2014	232,4	70,4	69,8	65,9	141,6	116,8	177,0	49,9	175,4	267,0	81,2	120,6	136,7
2015	49,1	69,6	155,9	61,9	90,1	56,9	120,8	46,7	73,5	41,3	151,1	101,8	82,9

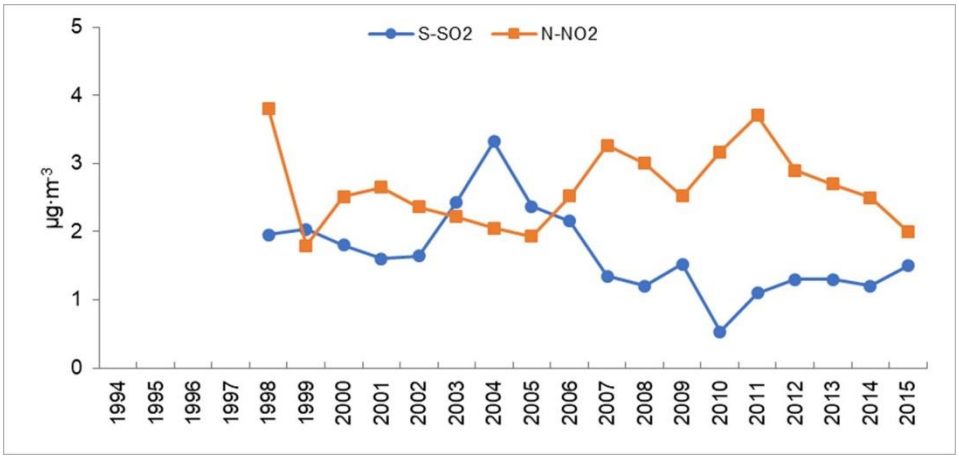


Analiza zawartości SO_2 i NO_2 w powietrzu przeprowadzona została na podstawie wyników pasywnych pomiarów z 1-miesięczym okresem ekspozycji próbników. Średnie roczne stężenie S-SO_2 obliczone dla wielolecia 1998-2015 na podstawie wyników z analizatorów WIOŚ wyniosło 1,68 $\mu g \cdot m^{-3}$, a stężenie N-NO_2 wynosi 2,64 $\mu g \cdot m^{-3}$.

Średnie roczne stężenie S-SO_2 w okresie 1998-2002 kształtowało się na poziomie nieco poniżej 2 $\mu g \cdot m^{-3}$ i charakteryzowało się małym zróżnicowaniem wartości. Najwyższy poziom osiągnęło w latach 2003-2006, z maksimum w 2004 roku (3,32 $\mu g \cdot m^{-3}$). Natomiast w latach następnych wartości stężenia S-SO_2 zaczęły systematycznie zmniejszać się aż do roku 2010, w którym wartość stężenia spadła do najniższej odnotowanej wartości (0,5 $\mu g \cdot m^{-3}$) (*Ryc. 3.9.6*).

Od roku 2011 stężenie S-SO_2 charakteryzuje się niewielkim, ale regularnym wzrostem.

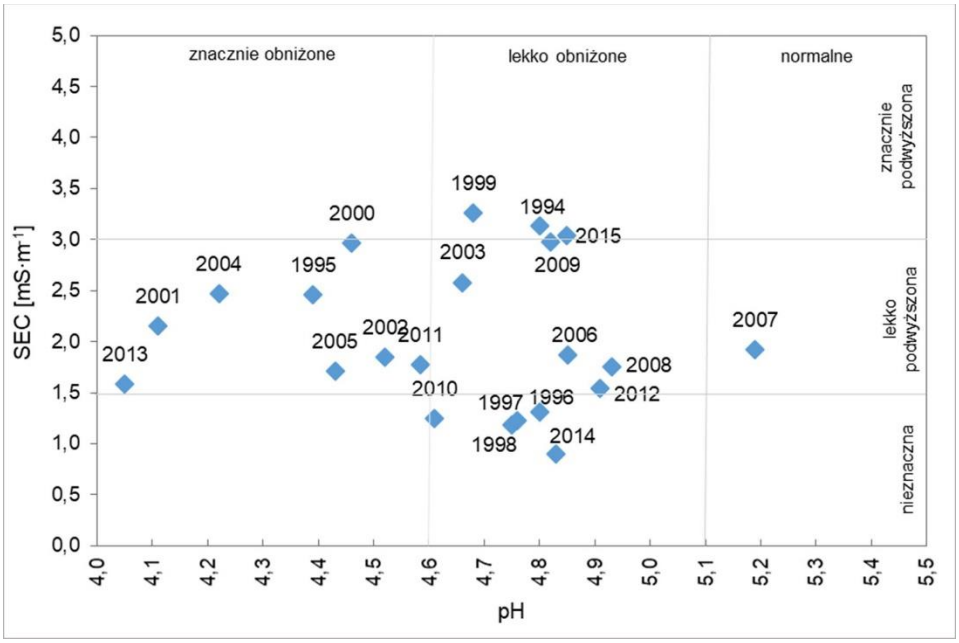
Średnie roczne stężenie N-NO2 najwyższe wartości osiągnęło w latach 1998 (3,81 µg·m^{-3}), 2007 (3,26 µg·m^{-3}) i 2011 (3,70 µg·m^{-3}). Najniższe wartości odnotowano w 1999 roku (1,79 µg·m^{-3}) oraz w 2005 roku (1,93 µg·m^{-3}). Okres 2000-2005 charakteryzował się regularnym spadkiem stężeń, kształtujących się na średnim poziomie 1,9–2,6 µg·m^{-3}. Od 2005 do 2011 miała miejsce wzrostowa tendencja średnich rocznych stężeń N-NO_2, jednak po 2011 roku wartości te cechowały się stałą degresją (*Ryc. 3.9.6*).



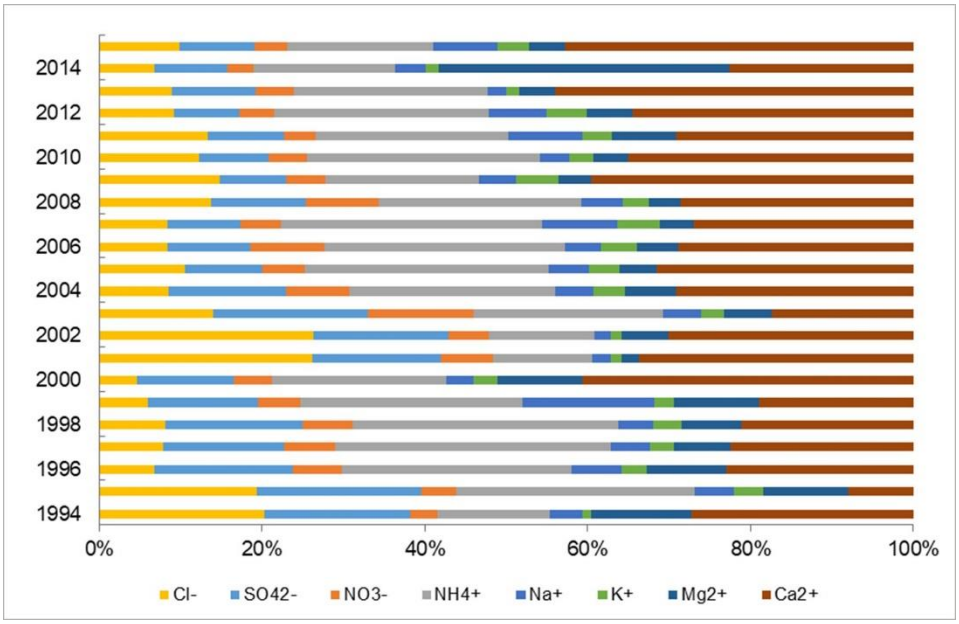
Ryc. 3.9.6. Stężenie średnie roczne dla S-SO_2 i N-NO_2 w wieloleciu 1998-2015

W pobieranych dobowych próbkach opadu całkowitego w latach 1994-2015 średnia wartość przewodności elektrolitycznej właściwej (SEC) wyniosła 2,0 mS·m^{-1}, a pH 4,60. Najwyższa wartość SEC, wynoszącą 3,3 mS·m^{-1} wystąpiła w 1999 r. a najniższa w 2014 r. wyniosła 0,9 mS·m^{-1}, natomiast wartości pH zawierały się w przedziale od 4,05 (2013 r.) do 5,19 (2007 r.) (*Ryc. 3.9.7*, *Ryc. 3.9.9*). Zgodnie z klasyfikacją Jansena i in. (1987) najwięcej lat zaliczono do grupy SEC „lekko podwyższone" a pH do grupy „lekko obniżone" - po 13 lat (*Ryc. 3.9.7*). Średnia roczna suma składników rozpuszczonych w analizowanym wieloleciu w wodzie opadowej wyniosła 5,4 mg·dm^{-3}, z najwyższą wartością w 2002 r. (9,9 mg·dm^{-3}) i najniższą w 1998 r. (3,5 mg·dm^{-3}). Dominującym kationem był Ca^{2+}, stanowiący przeciętnie 43% sumy kationów, a w grupie anionów dominował SO_4^{2-} (*Ryc. 3.9.8*), który stanowi 44% sumy anionów. Największą dynamiką średnich rocznych stężeń jonów odznaczał się Mg^{2+} - Cv=105% i Cl^-- Cv=95%. Średni roczny ładunek substancji dostarczonych w wodzie opadu całkowitego w latach 1994-2015 wyniósł 4655 kg·km^{-2}, z najwyższą wartością 10 553 kg·km^{-2} w 1994 r. (*Ryc. 3.9.10*). W okresie całego wielolecia

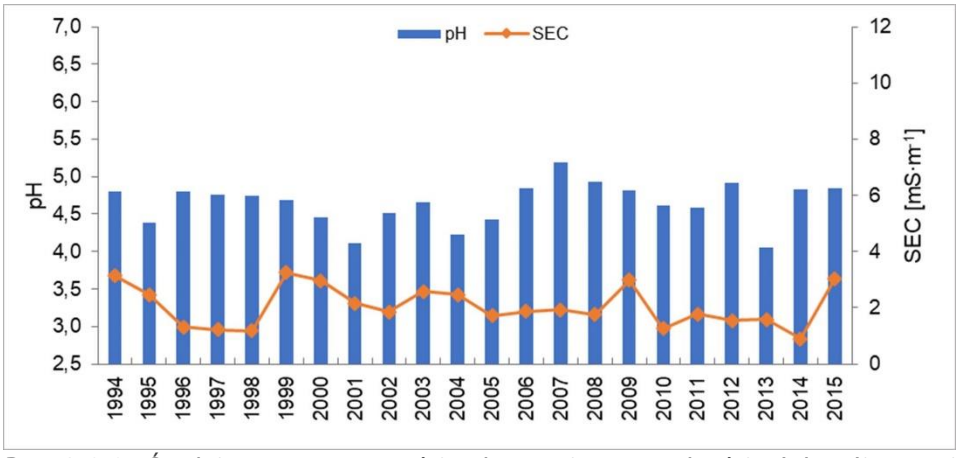
odnotowano trend wzrostowy ładunku substancji dostarczanych wraz z opadem, średnio 2,9 kg·km^{-2}·rok^{-1}.



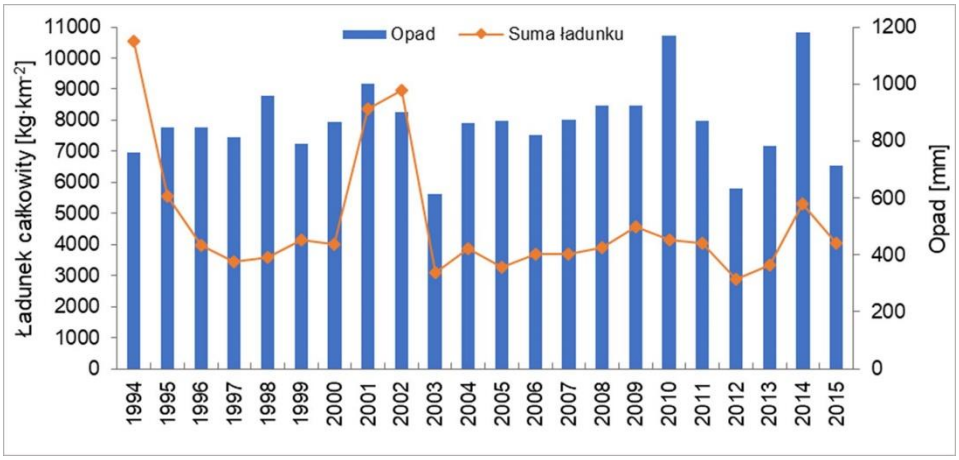
Ryc. 3.9.7. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa w wieloleciu 1994-2015



Ryc. 3.9.8. Udział składników opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni w wieloleciu 1994-2015



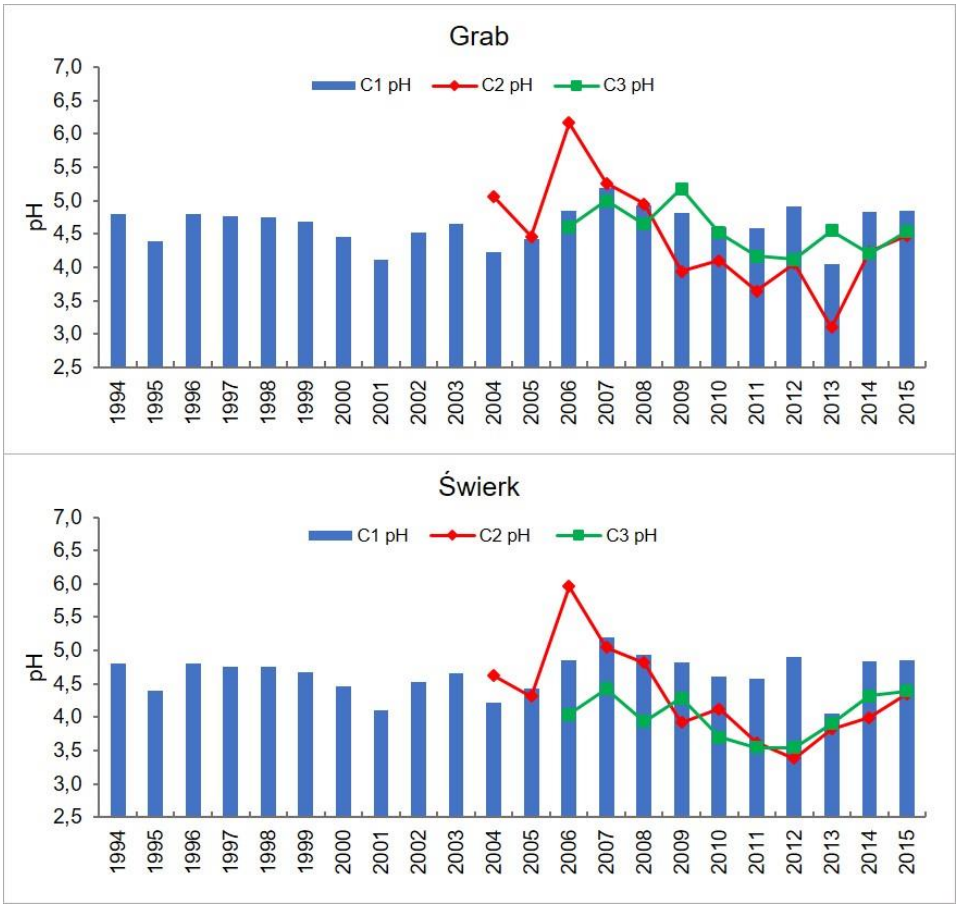
Ryc. 3.9.9. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej w wielolecia 1994-2015



Ryc. 3.9.10. Wartości sumarycznego ładunku rocznego wszystkich składników opadu na tle rocznych sum wysokości opadu w wieloleciu 1994-2015

Średnia roczna suma opadu podkoronowego w latach 2004-2015 w drzewostanie grabowym wyniosła 488 mm, a w drzewostanie świerkowym 453 mm, co stanowiło odpowiednio 55 oraz 51% sumy opadu atmosferycznego na otwartej przestrzeni. Zakres zmian wysokości opadu podkoronowego w drzewostanie grabowym zawierał się w przedziale od 337 mm (2012 r.) do 664 mm (2014 r.), a w drzewostanie świerkowym od 302 mm do 732 mm w tych samych latach. Średni roczny odczyn wód opadu podkoronowego wyniósł w drzewostanie grabowym i świerkowym odpowiednio 4,45, 4,33 i był niższy niż w opadzie atmosferycznym w latach 2004-2015 (4,69). Zakres zmian w drzewostanie grabowym kształtował się w granicach od 3,09 (2013 r.) do 6,17 (2006 r.), a pod świerkiem od 3,38 (2012 r.) do 5,96 (2006 r.), (*Ryc. 3.9.11*).

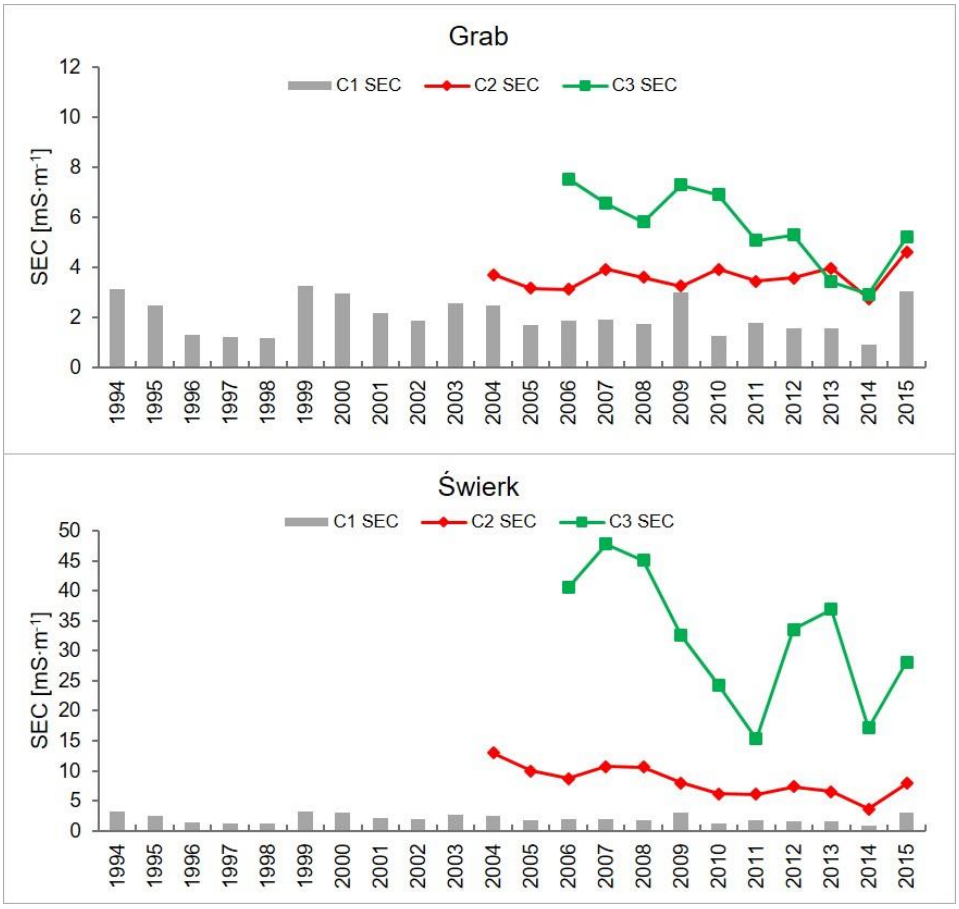
Średnia roczna przewodność elektrolityczna (SEC) w opadzie podkoronowym wyniosła 3,58 mS·m^{-1} w drzewostanie grabowym i 8,21 mS·m^{-1} w drzewostanie świerkowym. Najwyższą wartość w drzewostanie świerkowym odnotowano w 2004 r. (13,0 mS·m^{-1}), natomiast w drzewostanie grabowym – w 2015 r. (4,6 mS·m^{-1}), (*Ryc. 3.9.12*). Wartości SEC pod koronami drzew były znacznie wyższe od notowanych na otwartej przestrzeni. Maksymalne przyrosty przewodności w opadzie pod koronami świerka były 6-krotne (2008 r.), a pod grabem 3-krotne (2014 r.) w stosunku do opadu na otwartej przestrzeni.



Ryc. 3.9.11. Wartości średnie roczne ważone dla odczynu w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3) w drzewostanie grabowym i świerkowym

Średni roczny wskaźnik spływu po pniach graba w latach 2006-2015 wyniósł 55,9 mm, a po pniach świerka 0,7 mm, stanowiąc 6 oraz 0,07% średniego opadu na otwartej przestrzeni. Średnia roczna wartość pH w analizowanym wieloleciu wyniosła w drzewostanie grabowym 4,55 zaś w drzewostanie świerkowym: 4,01.

Wartości pH w drzewostanie grabowym zawierały się w zakresie od 4,12 (2012 r.) do 5,18 (2009 r.) a w świerkowym: 3,54 (2011 i 2012 r.) - 4,43 (2007 r.), (*Ryc. 3.9.11*). Średnia roczna wartość pH w wodach spływających po pniu graba była niższa od wartości pH notowanej w wodzie na otwartej przestrzeni oraz nieznacznie wyższa od pH mierzonego w opadzie podkoronowym, odpowiednio o 0,13 oraz 0,10 jednostki. W drzewostanie świerkowym w wodzie spływającej po pniu zanotowano pH niższe od wartości na otwartej przestrzeni i w opadzie podkoronowym, odpowiednio o 0,58 oraz 0,22.



Ryc. 3.9.12. Wartości średnie roczne ważone dla przewodności elektrolitycznej właściwej w opadzie na otwartej przestrzeni (C1), opadzie podkoronowym (C2) i spływie po pniach (C3) w drzewostanie grabowym i świerkowym

Średnia roczna wartość SEC wody spływającej po grabie wyniosła 5,6 $mS \cdot m^{-1}$, a po świerku – 32,1 $mS \cdot m^{-1}$. Różnica średniej wartości przewodności jest spowodowana permanentnym występowaniem organów asymilacyjnych (igieł) w drzewostanie świerkowym i ich okresowym występowaniem (liści)

w drzewostanie grabowym. Ma to wpływ na wielkość intercepcji, która w drzewostanach liściastych jest znacznie niższa niż w drzewostanach iglastych (Kozłowski 2013). Dodatkowo, w drzewostanach iglastych wzrasta czas kontaktu wody opadowej z igłami w koronach drzew. Zakres zmian przewodności pod grabem kształtował się w przedziale od 2,9-7,5 $mS \cdot m^{-1}$, a pod świerkiem od 15,4-47,8 $mS \cdot m^{-1}$ (*Ryc. 3.9.12*). W odniesieniu do opadu na otwartej przestrzeni wartości przewodości były wyższe o obydwu drzewostanach (*Ryc. 3.9.12*), o 3,7 $mS \cdot m^{-1}$ w drzewostanie grabowym oraz 30,2 $mS \cdot m^{-1}$ w świerkowym. Zaobserwowano również znaczące różnice w przewodności elektrolitycznej w wodach spływających po pniu oraz w wodach podkoronowych (*Ryc. 3.9.11*, *Ryc. 3.9.12*). Objętość wody spływającej po pniu świerka w stosunku do objętości spływającej po grabie jest średnio 80-krotnie niższa. Ma na to wpływ m.in. zwarcie, piętrowość, kształt koron drzew oraz stopień zagęszczenia liści i igieł, szorstkość kory pnia obydwu gatunków. Najwięcej opadu dociera do gleby w przypadku drzewostanu iglastego na skraju koron drzew - jest to tzw. efekt parasola (Olszewski 1984; Kozłowski 2006; Bochenek i in. 2008). Czas kontaktu spływającej wody opadowej po pniach świerka wydłuża się, powodując rozpuszczanie jonów i wzrost mineralizacji.

WODY PODZIEMNE

Realizacja programu pomiarowego F2 polegała na codziennych pomiarach stanów wody w płytkich piezometrach o głębokości 1,0 i 1,5 m, zainstalowanych na dwóch stanowiskach w środkowej i dolnej części stoku fliszowego. Z miesięcznym krokiem czasowym określano wydajność źródła „Wiatrówki", ujętego w studnię kopaną, które położone jest w górnej części pogórskiego garbu (378 m n.p.m.). Z tego źródła pobierana była woda do pomiarów fizykochemicznych.

Tab. 3.9.4. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych w poszczególnych punktach pomiarowych w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015, [cm p.p.t.]

Wartości graniczne stanów	Nr punktu pomiarowego/piezometru			
	1,0 środek stoku	1,0 dół stoku	1,5 środek stoku	1,5 dół stoku
Hd	78	86	128	116
Hg	34	48	58	56

Hd – graniczna strefa niskich stanów, Hg – graniczna strefa wysokich stanów

Tab. 3.9.5. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji zmian retencji R_M, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015

Punkty pomiarowe	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
1,0 środek stoku	0,014	0,011	0,006	0,024	0,009	-0,052	0,002	0,000	0,001	-0,034	0,009	-0,005
1,0 dół stoku	0,022	-0,007	0,015	0,010	-0,005	-0,041	0,005	0,007	0,002	-0,021	0,004	-0,006
1,5 środek stoku	0,039	-0,009	0,033	0,046	0,010	-0,084	-0,015	0,004	0,003	-0,063	0,011	-0,001
1,5 dół stoku	0,035	0,002	0,039	0,014	0,000	-0,073	0,033	-0,005	-0,001	-0,034	0,013	-0,031

μ - współczynnik odsączalności

$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Tab. 3.9.6. Wskaźnik rocznych zmian retencji R_r, przy założeniu, że μ = 0,25 w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015

Punkty pomiarowe	R_r										
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
1,0 m środek stoku	0,01	0,01	0,09	-0,09	0,09	-0,06	-0,02	0,00	0,11	-0,11	0,00
1,0 dół stoku	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,07	-0,07	-0,01	0,00	0,10	-0,10	0,00
1,5 m środek stoku	0,01	0,00	0,16	-0,16	0,27	-0,20	-0,07	0,00	0,23	-0,23	0,00
1,5 m dół stoku	0,17	-0,01	0,04	0,02	0,06	-0,17	-0,14	0,03	0,18	-0,20	-0,03
Punkty pomiarowe	R_r										
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
1,0 m środek stoku	0,00	0,00	0,08	-0,07	0,08	-0,08	-0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01
1,0 dół stoku	0,00	0,00	0,04	-0,04	0,01	-0,01	-0,01	0,00	-0,02	0,03	-0,01
1,5 m środek stoku	0,00	0,00	0,16	-0,13	0,03	-0,05	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,07
1,5 m dół stoku	0,04	-0,07	0,25	-0,18	0,11	-0,08	-0,06	-0,01	-0,01	0,05	0,08

μ - współczynnik odsączalności

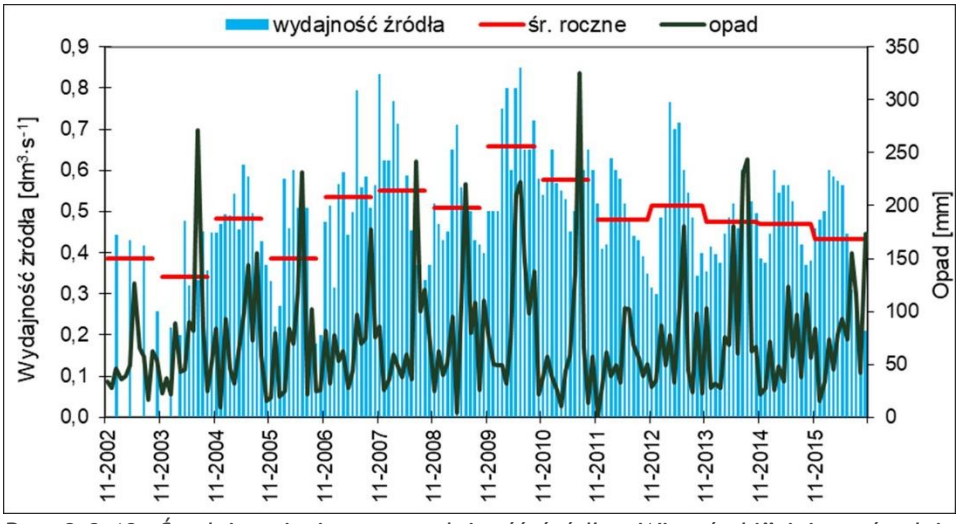
$R_M \leq -0,02$ *spadek retencji*

$-0,01 \leq R_M \leq 0,01$ *retencja bez zmian*

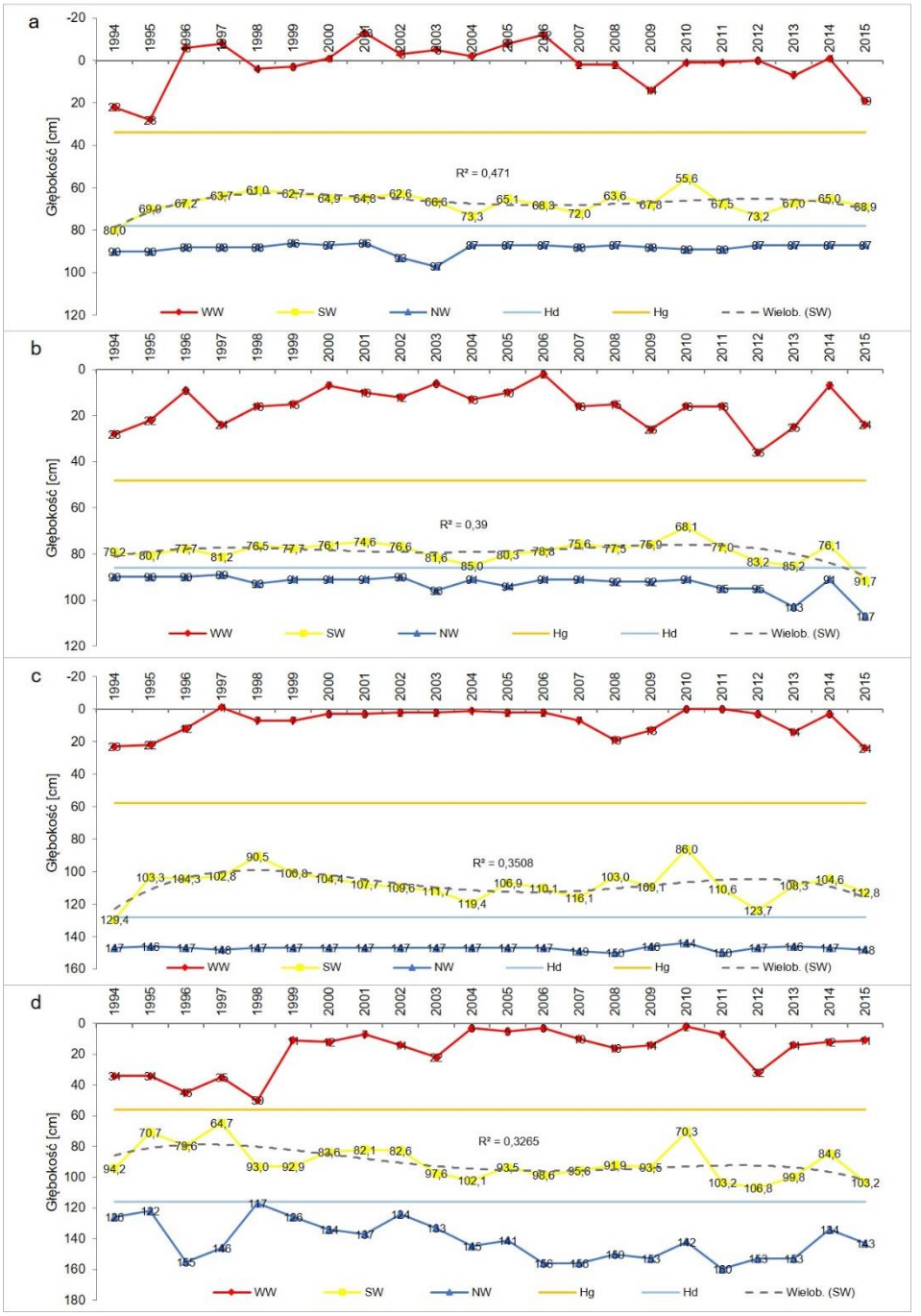
$R_M \geq 0,02$ *wzrost retencji*

Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M (*Tab. 3.9.5*) wykazywał w otworach piezometryczych wyższe wartości w miesiącach zimowego półrocza hydrologicznego. Najniższe wartości świadczące o spadku retencji (R_M<=-0,02) wystąpiły we wszystkich otworach w kwietniu i sierpniu, i spowodowane były w pierwszym przypadku ustaniem odpływu wody związanego z roztopami oraz intensywną ewapotranspiracją w sierpniu. Roczne wskaźniki zmian retencji R_r w omawianym wieloleciu przyjmują wartości skrajne w dwóch kolejnych latach (np. 1998 i 1999, 2002 i 2003, 2007 i 2008) (*Tab. 3.9.6*). Ta miara wielkości retencji glebowej, oparta tylko na dwóch wynikach pomiarów, odległych czasowo o 365 dni, jest niewystarczająca dla rzetelnej oceny warunków wilgotnościowych pokryw glebowych.

Roczne stany charakterystyczne w otworach piezometrycznych: NW, SW i WW przestawiono na rycinie 3.9.14. Najwyższe wartości SW w prawie wszystkich otworach stwierdzono w 2010 r., w którym wystąpiła najwyższa roczna suma opadów atmosferycznych, za sprawą intensywnych opadów w maju i czerwcu. Wydajność źródła „Wiatrówki" charakteryzowała się zmiennością średnich rocznych w zakresie od 0,342 $dm^3 \cdot s^{-1}$ (2003 r.) do 0,658 $dm^3 \cdot s^{-1}$ (2010 r.) (*Ryc. 3.9.13*). Występowała również zmienność średnich miesięcznych obliczonych dla wielolecia. najwyższa średnia miesięczna wystąpiła w lutym - 0,60 $dm^3 \cdot s^{-1}$, zaś najniższa we wrześniu - 0,37 $dm^3 \cdot s^{-1}$.



Ryc. 3.9.13. Średnia miesięczna wydajność źródła „Wiatrówki" i jego średnia roczna wydajności na tle miesięcznych sum opadów w latach hydrologicznych 2002-2015



Ryc. 3.9.14. Tendencje zmian średnich rocznych (SW), maksymalnych (WW) i minimalnych (NW) wartości zwierciadła wody na tle granicznych stref stanów w okresie 1994-2015: 1,0 m środek stoku (340 m n.p.m.) (a); 1,0 m dół stoku (324 m n.p.m.) (b); 1,5 m środek stoku (c); 1,5 m dół stoku (d).

Tab. 3.9.7. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015

Rok	pH	PEW	Ca	Na	Mg	K	PO_4	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	SEC	Stan chemiczny zlewni
klasa	[-]	$mS \cdot m^{-1}$	$mg \cdot dm^{-3}$											
1994	7,57	b.p.	80,5	9,2	17,4	2,3	b.p.	b.p.	17,5	45,2	15,1	0,09	187,3	dobry
klasa	I		II	I	I	I			I	I	II	I		
1995	7,02	64,7	103,6	9,2	18,4	1,6	b.p.	331,5	20	38,0	18,1	0,03	540,5	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I		II	I	I	II	I		
1996	7,52	64,4	102,9	9,7	15,2	2	0,01	333,6	16,8	38,6	15,2	0,03	534,1	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
1997	7,72	66,4	90,6	13,6	14,1	3	0,02	314,2	16,3	38,3	22,8	0,10	513,1	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
1998	7,76	64,9	99,6	11,2	16	2,1	0,02	311,1	14,5	39,5	22,2	0,03	516,3	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
1999	7,03	62	94,6	10,7	15,1	2	0,019	302,0	15,3	36,8	23,5	0,03	500,1	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2000	7,31	60,4	81,4	9,3	13,2	2	0,016	302,3	14,3	41,3	24,9	0,03	488,8	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2001	7,21	58,5	106,1	13,5	15,7	2,1	0,019	295,6	13,4	63,8	23,5	0,10	533,8	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	II	II	I		
2002	7,47	55,8	98,4	11	15,7	2,1	0,018	334,4	17,6	36,2	22,4	0,16	538,1	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2003	7,61	50,7	103,6	11,6	15,7	2	0,017	307,6	14,2	36,2	23,9	0,12	515,0	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2004	7,5	60,3	104,1	12,4	16,4	2,1	b.p.	287,7	12,9	55,4	19,1	0,12	510,2	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I		II	I	I	II	I		
2005	7,43	49,2	100,1	11,4	14,8	2	0,014	292,0	12,8	62,6	19,3	0,09	515,1	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	II	II	I		
2006	7,69	53,2	90,1	11,3	15,8	2	0,015	286,4	12,7	59,9	22,0	0,19	500,4	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2007	8,03	60,1	115	11,9	12,3	2,11	0,022	308,8	13,3	54,2	23,7	0,11	541,4	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2008	7,53	58,8	108,3	11,7	15,1	2,18	0,020	290,2	11,87	56,4	23,6	0,10	519,4	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2009	7,50	57,7	104,5	11,9	15,1	2,40	0,040	286,0	12,2	66,8	23,9	0,21	523,1	dobry
klasa	I	I	III	I	I	I	I	II	I	II	II	I		
2010	7,17	53,3	98,9	9,5	13,4	1,80	0,055	275,9	10,9	48,5	14,1	0,14	473,2	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2011	7,25	54,3	96,7	11,9	16,5	2,54	0,043	299,5	11,3	30,9	17,4	0,23	486,9	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2012	7,31	42,2	92,13	11,3	15,4	2,26	0,048	303,9	11,28	33,4	20,4	0,18	490,3	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2013	6,93	45,8	93,23	11,8	17,9	2,22	0,044	304,8	11,55	37,3	15,8	0,32	495,1	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2014	7,03	43,8	91,6	11,9	14,4	2,57	0,040	292,6	7,04	26,4	14,7	0,15	461,5	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		
2015	6,98	48,8	86	11,2	16	1,95	0,034	339,0	8,35	25,7	14,9	0,15	503,3	dobry
klasa	I	I	II	I	I	I	I	II	I	I	II	I		

Na podstawie średnich rocznych wartości w omawianym wieloleciu przeprowadzono ocenę jakości wody pobieranej ze źródła w oparciu o kryteria wyróżniania klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych (*Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych* z 21 grudnia 2015 r.). W omawianym okresie 22 lat stężenia jonów charakteryzowały się względnie dużą stabilności (*Tab. 3.9.7*). Najniższą klasą jakości wody charakteryzował się jon Ca^{2+}, główny kation rozpuszczony w wodzie, którego średnie roczne wartości aż 9-krotnie plasowały w III klasie czystości, a pozostałe - w klasie II. Wszystkie średnie roczne stężenia głównego anionu - HCO_3^- - znajdowały się w II klasie czystości. Do II klasy zaliczono wszystkie średnie roczne stężenia NO_3^- oraz średnie roczne stężenia SO_2^- w 2001, 2005 i 2009 roku.

Wielkość warstwy odpływu ze zlewni oszacowano na podstawie ciągłej rejestracji stanu wody, wykonanej przez limnigraf KB2 (od 2011 r. w ciepłym półroczu roku hydrologicznego dodatkowo użyto limnimetr CTD Diver), w profilu wodowskazowym i hydrometrycznym zamykającym zlewnię Bystrzanki przy jej ujściu do Ropy. W tym punkcie pobierane były próbki wody do pomiarów i oznaczeń laboratoryjnych.

Średnie natężenie przepływu w wieloleciu 1994-2015 (SSQ) w profilu wodowskazowym zamykającym zlewnię Bystrzanki wyniosło 0,173 $m^3 \cdot s^{-1}$ (*Tab. 3.9.9*). Zakres zmian SQ kształtował się między 0,035 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2012 r.) a 0,353 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2010 r.) (*Tab. 3.9.8*). Przepływ niski (NQ) wyniósł od 0,0012 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2007 r.) do 0,0180 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2010 r.) przyjmując średnią wartość 0,0058 $m^3 \cdot s^{-1}$ w wieloleciu 1994-2015, natomiast przepływ WQ przyjął średnią wartość 17,577 $m^3 \cdot s^{-1}$, przyjmując wartości w zakresie od 1,32 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2007 r.) do 57,7 $m^3 \cdot s^{-1}$ (2010 r.).

W Bystrzance stwierdzono występowanie ustroju rzecznego złożonego, pierwotnego, śnieżno-deszczowego (Kijowska-Strugała 2015). Zwiększony odpływ wód ze zlewni odnotowuje się głównie w drugiej połowie półrocza zimowego oraz w półroczu letnim (*Tab. 3.9.10*). Odpływ w półroczu zimowym stanowi 50,4% odpływu rocznego. Niskie odpływy wody w miesiącach sierpień-styczeń są konsekwencją niewielkich opadów jesienią oraz retencji śniegowej. Najwyższe wartości średniego miesięcznego odpływu jednostkowego w latach 1994-2015 notowano w marcu: 22,6 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ oraz w czerwcu i lipcu, odpowiednio 19,4 i 19,5 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$.

Amplituda względna przepływów kształtowała się od ok. 12 w latach 2005 i 2007 do 292 w 2014 r. Niskie wartości A_{WQ} były spowodowane niskimi przepływami maksymalnymi, natomiast na wysokie wartości tego wskaźnika wpłynęły wysokie wartości maksymalnego chwilowego natężenia przepływu w powiązaniu z niskimi wartościami SQ. Wysokie wartości amplitudy wynikają również z dużym zróżnicowaniem sum opadów atmosferycznych w ciągu roku. W wieloleciu 1994-2001 obserwowane SQ są wyższe lub zbliżone do SSQ

(0,173 $m^3 \cdot s^{-1}$), od 2002 r. większość rocznych SQ jest niższa od SSQ, z wyjątkiem 2010 r., w którym stwierdzono 2-krotnie wyższą wartość tego parametru względem średniej wieloletniej (SSQ).

Tab. 3.9.8. Przepływy charakterystyczne I stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Szymbark w latach 1994–2015

Przepływy charakterystyczne I stopnia i ich amplituda względna (lata hydrologiczne 1994-2015)				
Rok	NQ	SQ	WQ	A_{WQ}
1994	0,0016	0,234	5,040	21,577
1995	0,0070	0,171	5,920	34,539
1996	0,0104	0,221	17,400	78,830
1997	0,0100	0,183	12,880	70,486
1998	0,0066	0,216	30,637	142,027
1999	0,0085	0,174	5,651	32,501
2000	0,0100	0,216	9,419	43,465
2001	0,0056	0,210	33,653	160,494
2002	0,0089	0,147	37,023	251,915
2003	0,0020	0,129	5,332	41,213
2004	0,0050	0,152	19,591	128,797
2005	0,0060	0,181	2,316	12,761
2006	0,0019	0,174	19,404	111,407
2007	0,0012	0,110	1,320	11,971
2008	0,0015	0,167	14,700	87,756
2009	0,0045	0,192	6,570	34,262
2010	0,0180	0,353	57,700	163,205
2011	0,0030	0,180	27,300	151,412
2012	0,0014	0,035	1,980	56,110
2013	0,0023	0,133	18,300	137,761
2014	0,0080	0,178	51,900	291,735
2015	0,0017	0,082	2,660	32,253

NQ – przepływ minimalny, SQ – przepływ średni, WQ – przepływ maksymalny, AWQ - amplituda względna

Tab. 3.9.9. Przepływy charakterystyczne II stopnia w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Szymbark w latach 1994–2015

Przepływy charakterystyczne II stopnia (1994–2015)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,0012	SNQ	0,0058	WNQ	0,018
NSQ	0,035	SSQ	0,173	WSQ	0,353
NWQ	1,320	SWQ	17,577	WWQ	57,700

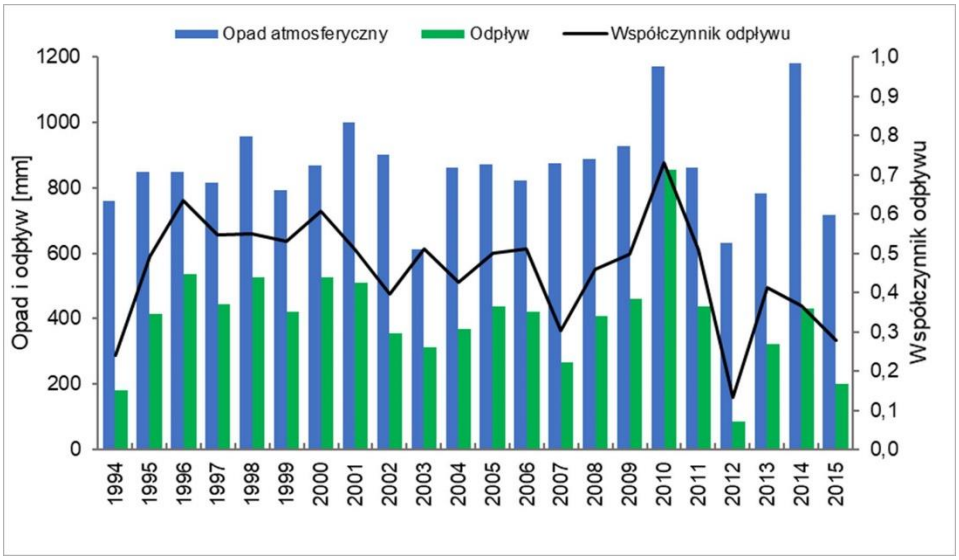
NNQ, NSQ, NWQ – przepływy minimalne; SNQ, SSQ, SWQ – przepływy średnie; WNQ, WSQ, WWQ – przepływy maksymalne

Tab. 3.9.10. Średnie w wieloleciu 1994–2015 miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego [$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w roku hydrologicznym w zlewni Bystrzanki

Miesiąc	Opad	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy
	[mm]		[-]	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]
XI	47,3	18,0	0,38	7,5
XII	39,1	22,5	0,57	9,0
I	46,1	23,7	0,51	9,4
II	41,9	38,1	0,91	16,6
III	53,6	58,0	1,08	22,6
IV	58,8	44,2	0,75	18,7
V	102,0	38,7	0,38	15,1
VI	121,9	48,3	0,40	19,4
VII	131,4	52,0	0,40	19,5
VIII	91,3	22,4	0,25	8,5
IX	76,7	21,1	0,28	8,2
X	55,2	18,5	0,33	6,9
Półrocze zimowe	286,8	204,4	0,71	14,0
Półrocze letnie	578,6	201,0	0,35	12,9
Rok hydrologiczny	865,4	405,4	0,47	13,4

Średnia roczna warstwa odpływu ze zlewni w omawianym wieloleciu wyniosła 405,4 mm, stanowiąc 46% wysokości opadu. Zakres zmian rocznych wartości odpływu kształtował się od 85,0 mm (2012 r.) do 856,6 mm (2010 r.), (*Ryc. 3.9.15*). Niskie, nie przekraczające 200 mm, roczne wartości sumy odpływu wystąpiły również w 1994 i 2015 r. Pozostałe dane kształtowały się w zakresie od 77 - 130% wartości średniego wieloletniego odpływu. Współczynnik odpływu *a* stanowił średnio 0,46 wysokości opadu, wykazując rozpiętość od 0,13 do 0,73 w latach o odpowiednio najniższej i najwyższej warstwie odpływu wody. Roczny odpływ ze zlewni Bystrzanki jest głównie uzależniony od wysokości opadów letnich. Wysokie opady, wywołujące intensywny spływ powierzchniowy, znacząco zwiększają wielkość odpływu. Okresy posuszne powodują długotrwałe niżówki w korycie rzecznym.

Reakcja zlewni górskiej na intensywne opady atmosferyczne oraz długotrwały deficyt opadów następuje szybciej niż na obszarach nizinnych, stąd trudno jednoznacznie zinterpretować wpływ rocznych sum opadów atmosferycznych i odpływu wody w jednym roku na analogiczne wartości w roku/latach następnych. W analizowanym okresie zauważalny jest jednakże hydrologiczny skutek suchego roku 2012 w kolejnych latach, przejawiający się nieproporcjonalnie niskim wzrostem współczynnikiem odpływu w odniesieniu do przyrostu rocznych sum opadów atmosferycznych (*Ryc. 3.9.15*).



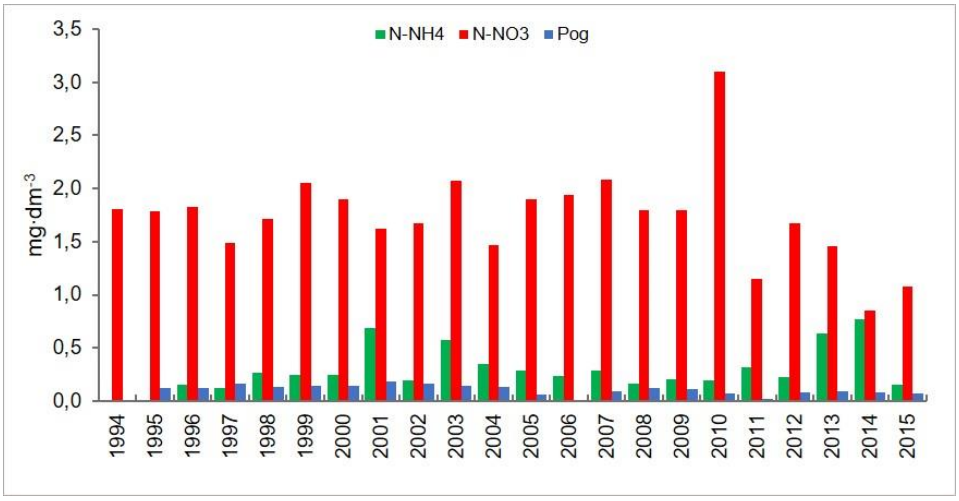
Ryc. 3.9.15. Roczne sumy opadów atmosferycznych [mm] i odpływu [mm] oraz wartości średnie współczynnika odpływu a [-] w wieloleciu 1994-2015 (lata hydrologiczne) w zlewni Bystrzanki

W cyklu rocznym wystąpiła równowaga odpływu między obydwoma półroczami hydrologicznymi (*Tab. 3.9.10*). Odpływ w półroczu zimowym stanowił 50,4% rocznej warstwy odpływu. W tym okresie wysokość opadu stanowiła 33,1% rocznej sumy opadu. Najwyższy współczynnik odpływu przekraczający 1 i suma odpływu 58,0 mm wystąpiły w marcu za sprawą długotrwałych wezbrań roztopowych i mieszanych. Deficyt odpływu obserwowany był w miesiącach jesiennych i zimowych.

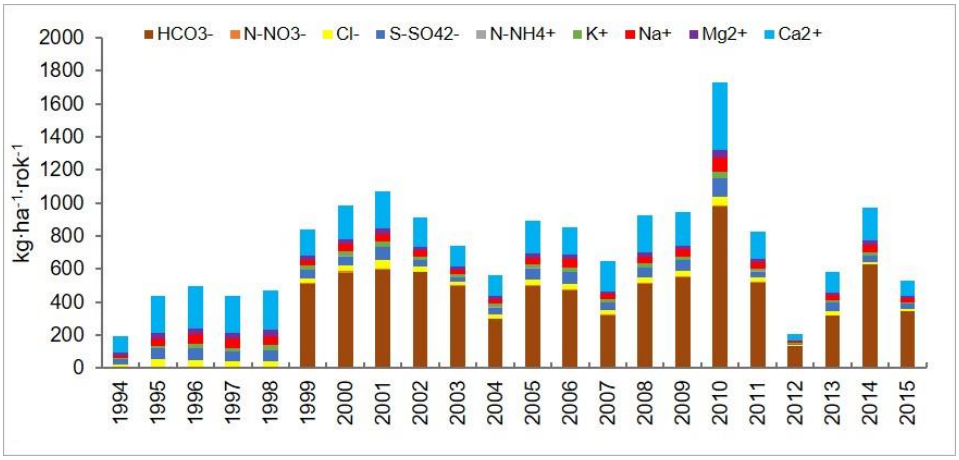
Wśród substancji biogennych rozpuszczonych w wodzie Bystrzanki dominuje azot azotanowy $N\text{-}NO_3$, którego stężenia kilku lub kilkunastokrotnie przekraczają koncentrację pozostałych biogenów (*Ryc. 3.9.16*). Azot azotanowy $N\text{-}NO_3$ jest jednym z najistotniejszych zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego. Stężenia substancji biogennych w wodzie odpływającej ze zlewni w okresie wieloletnim wykazują trendy statystycznie nieistotne, w przypadku $N\text{-}NO_3$ i $P_{og.}$ - ujemne, a stężenia $N\text{-}NH_4$ - dodatni. Wyróżnione substancje wykazują dodatnią zależność z wielkością odpływu, przy czym w przypadku $N\text{-}NH_4$ średnie roczne stężenie wykazuje najsilniejszą zależność z wielkością odpływu w okresie wiosennym (kwiecień-czerwiec) i okresem wysiewu nawozów mineralnych na terenach rolniczych. Stężenia $P_{og.}$ i $N\text{-}NO_3$ wykazują dodatnią zależność z odpływem szczególnie w zimowym półroczu hydrologicznym (zależność opisana współczynnikiem korelacji liniowej r = 0,53).

Średni roczny ładunek substancji rozpuszczonych wynoszonych ze zlewni w wieloleciu 1994-2015 wyniósł 876,6 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, wykazując wahania rocznych ładunków w zakresie 206,1-1729,3 $kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (*Tab. 3.9.12*, *Ryc. 3.9.17*).

Ładunek substancji rozpuszczonych nawiązuje do wysokości opadu atmosferycznego oraz wielkości odpływu wody w wieloleciu. W strukturze ładunku substancji odprowadzanych ze zlewni dominują HCO_3^- (średnio rocznie - 489,3 kg·ha^{-1}·rok^{-1}) i Ca^{2+} (średnio rocznie - 184,6 kg·ha^{-1}·rok^{-1}). Ładunki wymienione jonów wykazały zróżnicowanie związane z wielkością odpływu, a ich udział w strukturze ładunku wraz ze zmianą odpływu wykazywał różny kierunek zmian.



Ryc. 3.9.16. Rozkład stężeń biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) w Stacji Bazowej Szymbark w okresie 1994-2015



Ryc. 3.9.17. Zestawienie wielkości ładunku (w tym struktura ładunku) badanych substancji w wodach rzecznych w zlewni Bystrzanki dla dostępnych lat obserwacji w wieloleciu 1994-2015

Ze wzrostem rocznego dopływu udział ładunku Ca^{2+} wykazywał trend wzrostowy, natomiast udział ładunku HCO_3^- - trend spadkowy. W okresie wieloletnim nie stwierdzono tendencji zmian. Ładunek substancji jest bowiem wypadkową stężenia i w głównej mierze - wielkości odpływu, która nie wykazuje tendencji w okresie wieloletnim, lecz charakteryzuje się dużą zmiennością z roku na rok.

W omawianym okresie 22 lat najwyższe stężenia i ładunki dotyczyły anionu HCO_3^- i kationu Ca^{2+}, których udział w sumie anionów i kationów stanowił średnio odpowiednio: 68,0 i 51,5%. Najmniejszą zmiennością rocznych stężeń charakteryzują się Na^+ (Cv = 12,3%) i HCO_3^- (Cv = 19,0%), zaś największą zmienność wykazują NH_4^+ (Cv = 61,4%) i P og. (Cv = 80,8%).

PROGRAM SPECJALISTYCZNY – EROZJA WODNA GLEB

Stacja Badawcza IGiPZ PAN w Szymbarku prowadzi pomiary spłukiwania gleby w ramach programu specjalistycznego. W okresie 2011-2015 były prowadzone badania na 5 poletkach o różnej długości, utrzymywanych jako czarny ugór. Poletka doświadczalne miały szerokość 2 m każde i długość 2 m, 4 m, 8 m, 16 m, 32 m. Każde poletko ogrodzone było pasem z blachy ocynkowanej i zakończone rynną zbierającą i zbiornikiem, w którym gromadzona była woda wraz z materiałem glebowym. Wielkość spłukiwania szacowano na podstawie objętości zgromadzonego materiału w wyskalowanych pojemnikach. Masę materiału obliczono mnożąc jego objętość przez 1,4 $g \cdot cm^{-3}$.

W pięcioletnim okresie badawczym odnotowano w sumie 142 zdarzenia opadowe ze spływem powierzchniowym oraz 91 zdarzeń ze spłukiwanie gleby. Najwięcej zdarzeń ze spływem powierzchniowym odnotowano w 2011 i 2014 (34 razy) oraz 2015 roku (33 razy). Najmniejsza liczba zdarzeń miała miejsce w 2012 roku – tylko 15. Najwyższe roczne wartości zarówno objętości spływu powierzchniowego, jak i warstwy spływu miały miejsce w 2011 roku – odpowiednio 3293 dm^3 oraz 165 mm. Największa erozja gleby została natomiast odnotowana w 2014 roku, kiedy w sumie z wszystkich poletek zostało wyerodowane 725 kg gleby (29,3 $kg \cdot m^{-2}$). Jednak w 2011 roku liczba zdarzeń związanych z erozją była wyższa o 3 w porównaniu z rokiem 2014. Najmniejszą roczną erozję materiału glebowego zmierzono w 2012 roku – nieznacznie ponad 40 kg.

Najmniejszy spływ powierzchniowy oraz erozja były charakterystyczne dla poletka najkrótszego. Roczne wielkości spływu powierzchniowego na 2-metrowym poletku wyniosły od 436 dm^3 w 2015 roku do 1150 dm^3 w 2013 roku. Podobna prawidłowość dotyczyła erozji gleby. Największe wartości roczne zaobserwowano na poletku 32-metrowym. Natomiast odnosząc zmierzone wartości do powierzchni poletek, najwyższy wskaźnik spływu oraz erozji z powierzchni zaobserwowano na najkrótszym poletku.

Tab. 3.9.11. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód rzecznych w zlewni Bystrzanki w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	P_{og}	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
	[mg·dm^{-3}]													-	[µg·dm^{-3}]			[mS·m^{-1}]	[mg·dm^{-3}]		[°C]
1994	bd.	15,9	47,7	1,8	8,0	bd.	bd.	11,6	9,4	4,0	9,0	54,4	bd.	8,37	0,00	0,54		42,9	bd.	bd.	10,0
1995	bd.	15,6	46,6	1,8	7,9	bd.	bd.	11,0	10,4	4,3	8,4	54,3	bd.	8,25	0,01	0,12	bd.	41,7	bd.	bd.	7,7
1996	bd.	14,4	43,0	1,8	8,1	0,15	0,19	6,8	11,0	5,2	7,1	49,0	bd.	8,33	0,00	0,12	bd.	39,6	10,51	2,02	6,9
1997	bd.	12,8	38,3	1,5	6,6	0,12	0,15	6,7	11,5	5,2	7,0	48,6	bd.	8,44	0,00	0,16	bd.	40,2	11,63	2,45	7,2
1998	bd.	12,6	37,8	1,7	7,6	0,27	0,35	6,1	10,6	5,5	8,0	44,5	bd.	8,51	0,00	0,13	bd.	38,3	11,75	2,69	8,3
1999	121,4	11,8	35,4	2,1	9,1	0,25	0,32	6,1	9,2	5,5	5,3	38,6	bd.	7,82	0,02	0,14	bd.	37,1	12,49	2,80	8,0
2000	109,4	11,0	33,0	1,9	8,4	0,24	0,31	5,7	9,2	5,0	5,4	37,9	bd.	8,01	0,01	0,14	bd.	35,6	12,20	3,36	8,2
2001	116,9	14,7	44,0	1,6	7,2	0,69	0,89	10,9	9,9	5,6	6,7	43,5	bd.	7,99	0,01	0,18	bd.	37,9	10,97	1,92	8,5
2002	163,2	10,5	31,4	1,7	7,4	0,19	0,24	8,7	10,9	5,7	6,0	51,0	bd.	8,19	0,01	0,16	bd.	36,1	11,31	1,90	8,6
2003	158,8	8,7	26,2	2,1	9,2	0,57	0,73	5,9	9,6	4,4	5,4	40,9	bd.	8,13	0,01	0,14	bd.	27,7	12,27	2,21	7,8
2004	87,6	11,5	34,4	1,5	6,5	0,35	0,45	6,3	8,3	5,1	4,7	33,6	bd.	8,27	0,01	0,13	bd.	37,5	bd.	1,92	8,0
2005	113,0	15,9	47,6	1,9	8,4	0,29	0,37	7,0	9,4	5,2	5,3	44,9	bd.	8,21	0,01	0,06	bd.	26,6	bd.	2,71	8,1
2006	110,8	17,1	51,2	1,9	8,6	0,23	0,30	8,5	12,0	5,9	6,0	38,7	bd.	8,25	0,01	0,013	bd.	19,2	bd.	2,27	7,9
2007	119,8	18,4	55,2	2,1	9,2	0,29	0,37	9,3	13,1	5,7	5,3	69,2	bd.	8,64	0,00	0,096	bd.	29,28	bd.	2,82	9,2
2008	125,9	14,5	43,4	1,8	8,0	0,16	0,21	8,3	10,3	5,2	5,6	55,7	bd.	7,98	0,01	0,12	bd.	26,3	bd.	2,02	8,9
2009	118,0	13,8	41,3	1,8	8,0	0,20	0,26	7,4	9,3	4,1	4,8	44,0	bd.	8,68	0,00	0,11	bd.	25,2	11,78	1,90	9,2
2010	108,9	12,7	38,0	3,1	13,7	0,19	0,24	5,7	9,5	4,2	5,3	45,3	bd.	8,04	0,01	0,07	bd.	25,1	11,62	1,59	8,3
2011	118,0	8,5	25,4	1,2	5,1	0,32	0,41	6,1	8,8	3,8	5,0	37,4	bd.	7,96	0,01	0,023	bd.	23,2	11,30	1,80	8,5
2012	152,5	12,1	36,2	1,7	7,4	0,22	0,28	8,3	12,0	4,6	6,0	42,9	bd.	8,01	0,01	0,08	bd.	23,5	12,38	2,56	9,4
2013	98,4	14,8	44,3	1,5	6,5	0,64	0,82	7,3	9,6	4,5	5,0	39,4	bd.	7,24	0,06	0,093	bd.	17,9	11,91	2,32	8,1
2014	145,5	8,0	23,9	0,9	3,8	0,77	0,99	3,1	11,2	4,6	5,9	45,7	bd.	7,55	0,03	0,078	bd.	20,08	11,16	1,34	9,2
2015	172,8	15,4	46,1	1,1	4,8	0,15	0,19	5,0	12,3	4,4	6,6	47,4	7,31	7,41	0,04	0,071	16	23,9	12,43	1,93	9,2
1994-2015	125,9	13,2	39,6	1,7	7,7	0,31	0,41	7,353	10,3	4,9	6,1	45,8	7,31	8,104	0,01	0,126	16	30,68	11,72	2,23	8,4

Tab. 3.9.12. Roczny ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni Bystrzanki w okresie 1994-2015

Rok	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	SO_4	$N\text{-}NO_3$	NO_3	$N\text{-}NH_4$	NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	P_{og}	Al	SUS	Warstwa odpływu
	[kg·ha^{-1}]																[mm]
1994	bd.	28,84	86,39	3,253	14,4	bd.	bd.	20,98	16,96	7,23	16,31	98,49	0,008	0,97	bd.	bd.	181,1
1995	bd.	64,54	193,4	7,394	32,73	bd.	bd.	45,6	43,34	17,88	35	225,4	0,023	0,48	bd.	bd.	415,3
1996	bd.	74,53	223,3	9,479	41,96	0,67	0,863	35,52	57,04	27,25	36,88	254,7	0,024	0,62	bd.	bd.	519,7
1997	bd.	59,94	179,6	6,94	30,72	0,58	0,747	31,54	54,01	24,14	32,76	227,7	0,017	0,73	bd.	bd.	468,7
1998	bd.	66	197,7	8,995	39,82	1,41	1,816	31,86	55,62	28,94	41,79	232,8	0,016	0,7	bd.	bd.	523,1
1999	510,9	49,73	149	8,602	38,08	1,04	1,339	25,82	38,8	23,08	22,5	162,2	0,064	0,59	bd.	bd.	420,7
2000	579,1	58,22	174,4	10,06	44,52	1,26	1,623	29,99	48,49	26,56	28,81	200,4	0,052	0,73	bd.	bd.	529,2
2001	594,4	74,77	224	8,216	36,37	3,52	4,533	55,62	50,53	28,41	33,98	221	0,052	0,93	bd.	bd.	508,6
2002	579,2	37,15	111,3	5,964	26,4	0,68	0,876	31,06	38,6	20,26	21,43	181	0,023	0,58	bd.	bd.	354,7
2003	498,3	27,44	82,19	6,54	28,95	1,77	2,279	18,44	30,28	13,88	17,01	128,2	0,023	0,44	bd.	bd.	313,7
2004	295,8	43,06	129	5,528	24,47	1,3	1,674	23,62	31,2	19,03	17,5	126,1	0,02	0,48	bd.	bd.	375,0
2005	496,3	69,78	209	8,3	36,74	1,28	1,648	30,84	41,09	22,93	23,06	197,3	0,027	0,24	bd.	bd.	439,2
2006	468,3	72,26	216,5	8,192	36,26	0,982	1,265	35,97	50,66	24,93	25,56	163,5	0,024	0,169	bd.	bd.	425,1
2007	320,1	49,29	147,6	5,572	24,67	0,778	1,002	24,96	35,08	15,25	14,25	185	0,006	0,256	bd.	bd.	267,5
2008	511,6	58,74	176	7,31	32,36	0,64	0,824	33,84	41,78	21,32	22,78	226,4	0,043	0,48	bd.	bd.	406,5
2009	548,5	64,24	192,5	8,333	36,89	0,918	1,183	34,58	43,16	19,04	22,19	204,4	0,01	0,524	bd.	bd.	464,9
2010	978,6	114,1	341,7	6,35	28,11	1,69	2,176	50,86	85,46	37,51	47,2	406,8	0,082	0,75	bd.	bd.	896,7
2011	516	37,12	111,2	5,04	22,31	1,41	1,816	26,77	38,7	16,76	21,93	163,6	0,048	0,99	bd.	bd.	437,3
2012	130,8	10,36	31,04	1,43	6,33	0,19	0,245	7,1	10,27	3,95	5,15	36,82	0,008	0,07	bd.	bd.	85,8
2013	317	47,95	143,6	4,7	20,81	2,05	2,64	24,99	31,09	14,52	16,6	126,8	0,185	0,3	bd.	bd.	322,2
2014	628	34,4	103,1	3,69	16,33	2,34	3,014	13,15	48,51	19,62	25,54	197,1	0,122	0,34	bd.	bd.	431,5
2015	345,4	30,78	92,22	2,159	9,557	0,3	0,386	9,995	24,59	8,796	13,19	94,75	0,078	0,142	0,046	14,6	199,9
1994-2015	489,3	53,33	159,8	6,457	28,58	1,24	1,597	29,23	41,6	20,06	24,61	184,6	0,043	0,523	0,046	14,6	405,6

Tab. 3.9.13. Podstawowe charakterystyki spływu powierzchniowego i spłukiwania gleby na poletkach doświadczalnych w okresie 2011-2015

Lata	2011	2012	2013	2014	2015
Liczba zdarzeń	34	15	22	34	33
Spływ powierzchniowy					
Objętość spływu powierzchniowego [dm^3]	3293,3	840,9	1814,3	2769,8	1289,8
Warstwa spływu [mm]	165,2	57,0	102,6	152,1	66,7
Współczynnik spływu [%]	23,2%	10,0%	17,6%	14,2%	8,7%
Spłukiwanie gleby					
Erozja z poletka [kg]	540,2	40,4	156,4	725,1	211,4
Erozja z 1 m^2 [$kg \cdot m^{-2}$]	18,5	1,0	5,2	29,3	7,7

Największą masę zerodowanej gleby podczas pojedynczego zdarzenia opadowego stwierdzono 9.07.2011, 18.05.2014 i 8.08.2014, kiedy w zbiorniku akumulacyjnym najdłuższego poletka zostało zdeponowane ponad 450 kg materiału glebowego.

OKREŚLENIE STANU, TENDENCJI ZMIAN I PROGNOZY W POWIĄZANIU Z UWARUNKOWANIAMI UMIARKOWANEJ STREFY KLIMATYCZNEJ

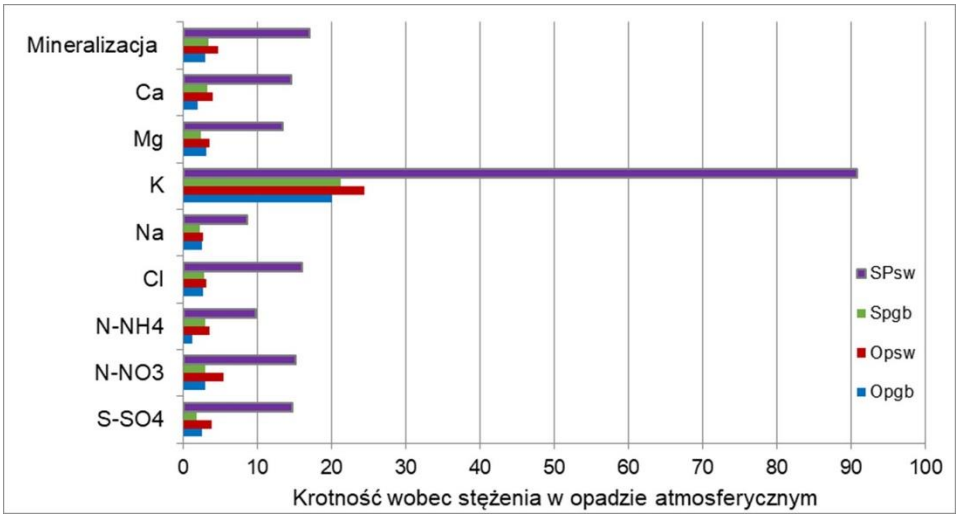
Stacja Bazowa ZMŚP w Szymbarku, która prowadzi badania monitoringowe w zlewni Bystrzanki, jest zlewnią reprezentującą obszary górskie Polski. Wysokość opadów atmosferycznych jest tu najwyższa spośród Stacji Bazowych ZMŚP, która w wieloleciu wyniosła 865 $mm \cdot rok^{-1}$, czego skutkiem były względnie wysokie sumy opadów podkoronowych w drzewostanie grabowym (488 $mm \cdot rok^{-1}$) i świerkowym (453 $mm \cdot rok^{-1}$). Rozkład opadów w ciągu roku determinował wielkość odpływu ze zlewni. Mimo przewagi opadów w letnim półroczu hydrologicznym (67%), rozkład odpływu rzecznego był zrównoważony (po ok. 50%) między półroczami hydrologicznymi. Przyczyną takiego stanu było występowanie długotrwałych okresów posusznych wywołujących niżówki w korycie cieku i wydajnych, lecz krótkotrwałych opadów, które skutkowały gwałtownymi wezbraniami, powodującymi spływ powierzchniowy i szybki odpływ wody ze zlewni, bez zwiększenia retencji. Wzrostowa tendencja temperatury, szczególnie w okresie letnim, powodująca wzrost ewapotranspiracji skutkowała występowaniem spadku retencji ocenianego wskaźnikiem zmian retencji R (*Tab. 3.9.5*, *Tab. 3.9.6*).

Największy przyrost stężeń następuje w wyniku kontaktu wód opadowych z pniami świerka. Mineralizacja wody wzrasta 17-krotnie w porównaniu z mineralizacją opadu atmosferycznego. Największy przyrost stężeń dotyczy jonu K^+, którego stężenie w wodzie spływającej po pniach świerka wzrasta ponad 90-krotnie (*Tab. 3.9.14*, *Ryc. 3.9.18*). Wzbogacenie wód opadowych w kontakcie z pniami drzew może wynikać z metabolizmu drzewa oraz

substancji osadzonych na powierzchni pni a także reakcji zachodzących pomiędzy związkami chemicznymi.

Tab. 3.9.14. Średnie roczne wysokości opadu/spływu, właściwości fizykochemiczne i stężenia jonów w układzie: opad atmosferyczny (OA) - opad podkoronowy: grab (OPgb) i świerk (OPsw) - spływ po pniach: grab (SPgb) i świerk (SPsw)

	OA	OPgb	OPsw	SPgb	SPsw
R [mm]	865	488	453	55,9	0,70
pH [-]	4,60	4,45	4,33	4,55	4,01
SEC [$mS \cdot m^{-1}$]	2,00	3,58	8,21	5,60	32,10
$S\text{-}SO_4$	1,26	3,15	4,76	2,33	18,55
$N\text{-}NO_3$	0,66	1,94	3,57	1,94	10,03
$N\text{-}NH_4$	0,80	1,00	2,82	2,42	7,82
Cl	0,94	2,50	2,97	2,60	15,03
Na	0,23	0,59	0,61	0,52	1,99
K	0,22	4,42	5,37	4,66	19,96
Mg	0,20	0,61	0,72	0,48	2,69
Ca	1,13	2,25	4,50	3,63	16,49

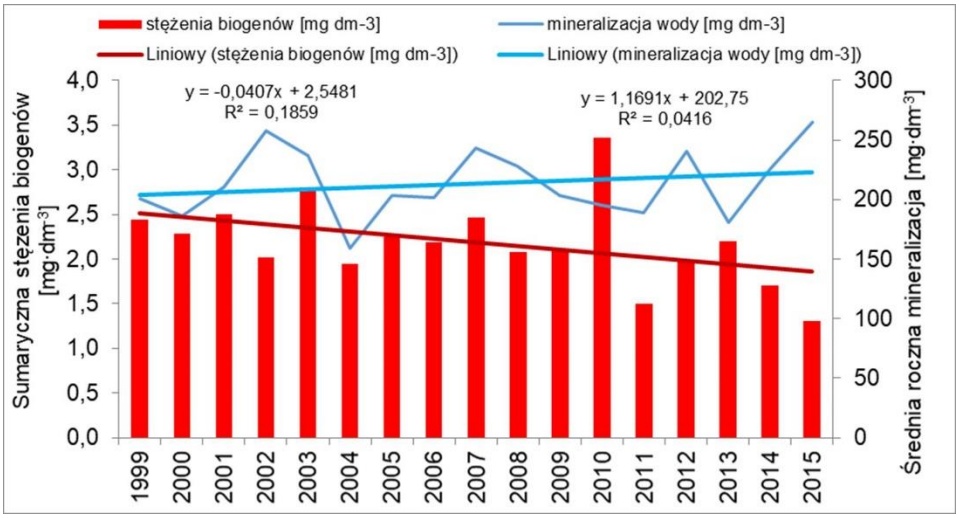


Ryc. 3.9.18. Przyrost stężeń w wodzie opadowej w wyniku jej przejścia przez korony drzew i spłynięcia po pniach

Ważnym wskaźnikiem jakości środowiska są koncentracje biogenów występujące w korycie rzecznym. Mimo wzrostowego trendu średnich rocznych

ilości substancji rozpuszczonych w wodzie Bystrzanki obserwuje się coraz niższe sumaryczne koncentracje substancji biogennych, na co wpływ ma kilka czynników: zmiany w użytkowaniu ziemi na obszarze zlewni, polegające na wzroście powierzchni łąkowych kosztem gruntów ornych, ograniczona dostawa substancji pochodzenia rolniczego oraz rozwój sieci kanalizacyjnej w dolnej części zlewni Bystrzanki, przez co ograniczeniu uległa dostawa ścieków bytowych do koryta (*Ryc. 3.9.19*).

Średni roczny ładunek substancji dostarczanych z opadem atmosferycznym stanowi jedynie 5,5% ładunku odprowadzanego z odpływem wody poza zlewnię Bystrzanki.



Ryc. 3.9.19. Trendy średnich rocznych sumarycznych stężeń biogenów oraz mineralizacji całkowitej w wodzie Bystrzanki

PODSUMOWANIE

Zjawiska i procesy przyrodnicze występujące w zlewni Bystrzanki są głównej mierze zdeterminowane dostawą energii słonecznej i wody opadowej. Wieloletnie trendy temperatury powietrza i opadów mają tendencję wzrostową, co mogłoby świadczyć o zwiększającej się roli ewapotranspiracji jako składnika obiegu wody. Duża zmienność wysokości i rozkładu opadów w czasie wpływa na dynamikę obiegu wody i substancji, stąd tendencje wieloletnie procesów, które kształtuje natura są słabo zarysowane i niejednoznaczne. Na obieg wody w obrębie zlewni wywiera również wpływ działalność człowieka, przejawiająca się m.in. w kształtowaniu pokrycia terenu. Na obszarze zlewni Bystrzanki w okresie ostatnich 60 lat zaszły wyraźne zmiany, przejawiające się blisko 6-krotnym zmniejszeniem powierzchni gruntów ornych i ponad 8-krotnym wzrostem powierzchni użytków zielonych. Zmiany w pokryciu terenu skutkują

zmniejszającym się dopływem substancji biogennych oraz materiału klastycznego z pól uprawnych do cieku.

LITERATURA:

Adamczyk B., Maciaszek W., Januszek K., 1973. Gleby gromady Szymbark i jej wartość użytkowa. W: L. Starkel (red.), Gleby i zbiorowiska leśne okolic Szymbarku, Dokumentacja Geograficzna nr 1: 15-66.

Bochenek W., Jóźwiak M., Kijowska M., Kozłowski R., 2008. Zróżnicowanie opadu podkoronowego w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich i w Beskidzie Niskim. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 9: 47-55.

Gil E., 1976. Spłukiwanie gleby na stokach fliszowych w rejonie Szymbarku, Dokumentacja Geograficzna, 2: 1–65,

Gil E., 1979. Typologia i ocena środowiska naturalnego okolic Szymbarku. Dokumentacja Geograficzna nr 5: 1-84

Gil E., 1994. Monitoring obiegu wody i spłukiwania na stokach, W: L. Starkel, E. Gil (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Stacja Bazowa Szymbark (Karpaty fliszowe). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 66-87.

Hess M., Niedźwiedź T., Obrębska-Starklowa B., 1977. Stosunki termiczne Beskidu Niskiego (metoda charakterystyki reżimu termicznego gór). Prace Geograficzne IGiPZ PAN, nr 123: 1-101

Jansen. W., Block. A., Knaack. J., & Akkermann. R., 1987. Saurer Regen: Ursachen. Analytik. Beurteilung. JB Metzlersche Verlagsbuchhandlung.

Kijowska-Strugała M., 2015. Transport zawiesiny w warunkach zmieniającej się antropopresji z zlewni Bystrzanki (Karpaty Fliszowe). Prace Geograficzne IGiPZ PAN, z.247: 1-140

Kondracki J., 2000. Geografia regionalna Polski, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.

Kotarba A., 1970. Charakterystyka rzeźby okolic Szymbarku. W: L. Starkel (red.), Badania fizyczno-geograficzne otoczenia Stacji Naukowo-Badawczej Instytutu Geografii PAN w Szymbarku, Dokumentacja Geograficzna, z,3.

Kozłowski R., 2006. Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadu podkoronowego na terenie "Białego Zagłębia". Monitoring Środowiska Przyrodniczego 7: 41-49.

Kozłowski R., 2013. Funkcjonowanie wybranych geoekosystemów Polski w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórzy. Landform Analysis, vol. 23: 1-150.

Obrębska-Starklowa B., 1973. Stosunki mezo- i mikroklimatyczne Szymbarku, Dokumentacja Geograficzna., z, 5, 1-123.

Olszewski J.L., 1984. Intercepcja i jej wpływ na wysokość opadów atmosferycznych docierających do powierzchni gruntu w lesie. Zeszyty Postępów Nauk Rolniczych 288: 245-270.

Słupik J., 1973. Zróżnicowanie spływu powierzchniowego na fliszowych stokach górskich. Dokumentacja Geograficzna, z. 2.

Starkel L., Gil E., (red.), 1994. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Stacja Bazowa Szymbark (Karpaty Fliszowe). Biblioteka Monitoringu Środowiska.

Starkel L., 1973. Cel i zakres studiów nad środowiskiem geograficznym okolic Szymbarku. Dokumentacja Geograficzna, z. 1: 7-14.

Staszkiewicz J., 1973. Zbiorowiska leśne okolic Szymbarku (Beskid Niski), W: L. Starkel (red.), Gleby i zbiorowiska leśne okolic Szymbarku, Dokumentacja Geograficzna nr 1.

Welc A., 1985. Zmienność denudacji chemicznej w Karpatach fliszowych (na przykładzie zlewni potoku Bystrzanka). Dokumentacja Geograficzna, z.5.

Wójcik Z., 1977. Charakterystyka siedlisk polnych na pogórzu Beskidu Niskiego metodami biologicznymi. Prace Geograficzne 121: 1-111.

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO POLSKI W OPARCIU O WYBRANE ELEMENTY MONITOROWANYCH GEOEKOSYSTEMÓW



fot. M. Kejna

ZMIANY W CZASIE WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNYCH I FIZYKOCHEMICZNYCH GLEB NA POWIERZCHNIACH TESTOWYCH ZMŚP W POLSCE

Jerzy Marcinek, Jolanta Komisarek,
Michał Kozłowski, Katarzyna Wiatrowska

Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

WSTĘP

Gleba jest złożonym systemem na powierzchni Ziemi regulującym funkcjonowanie ekosystemów lądowych, dzięki temu, że jest ona źródłem, środowiskiem przetwarzania i magazynowania składników pokarmowych i wody dla roślin, a ponadto jest reaktorem, buforem, filtrem fizycznym, chemicznym i biologicznym dla różnego rodzaju zanieczyszczeń krążących w środowisku przyrodniczym w różnych formach i ilościach (Global Change… 1992, Yaalon 1996). Gleby ukształtowane w wyniku kompleksowego oddziaływania klimatu i roślinności w warunkach określonego reliefu i hydrologii na materiały macierzyste stanowią swoistą pokrywę lądów o dość stabilnych, ale i zmiennych właściwości w stosunku do czynników zewnętrznych.

Takie charakterystyki glebowe, jak: uziarnienie, skład mineralny frakcji ilastej i frakcji grubszych, a także gęstość fazy stałej są charakterystykami dość stabilnymi (Komisarek, Marcinek 2005; Wilding i in. 1994). Natomiast odczyn gleby, stan składników odżywczych, kationowa pojemność wymienna i skład kationów wymiennych, poziom zapasów i skład jakościowy materii organicznej, gęstość objętościowa gleby, struktura, porowatość, infiltracja i perkolacja, a także zdolności retencji wodnej ulegają zmianom w średnim okresie czasu (od rocznych do dekadowych).

Zmiany w glebie ww. właściwości pozwalają uchwycić stacjonarne badania gleboznawcze prowadzone na powierzchniach testowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Mają one na celu rejestrację tych wszystkich zjawisk i procesów, które wiążą się z dopływem do gleb różnych substancji, ich przetwarzaniem w glebie i reakcją z materiałami glebowymi (Marcinek, Komisarek 2005; Komisarek, Marcinek 2005). Procesy te analizowane są głównie na podstawie określenia średniookresowych zmian zachodzących we właściwościach gleb, tj. przede wszystkim oznaczenia: kwasowości gleb i dynamiki związków glinu, wielkości kompleksu sorpcyjnego gleb i składu kationów wymiennych (Ca^{2+}, M^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Al^{3+}, H^{+}) oraz określenie przepływu przez glebę „strumienia" materii organicznej. Powyższe właściwości gleb odzwierciedlają aktualne procesy przebiegające w najbardziej czynnej warstwie

gleby – epipedonie, w którym rozwija się habitus korzeni roślin, a który bezpośrednio kontaktuje się z atmosferą. Epipedon każdej gleby, wytworzony z określonych materiałów macierzystych i w danych warunkach reliefu, kształtowany jest przede wszystkim poprzez: 1) reżim warunków klimatycznych (zmiany temperatury, dynamikę wód opadowych, przemieszczanie się roztworów glebowych), 2) szatę roślinną (dynamikę pobierania składników pokarmowych) i dopływ świeżej materii organicznej oraz jej przetwarzanie przez drobnoustroje glebowe, a także 3) gospodarczą działalności człowieka.

Istnieje duża współzależność pomiędzy chemizmem gleb, a dynamiką wody glebowej w strefie nienasyconej i przepływem przez glebę produktów wytwarzanych przez procesy glebowe w cyklach rocznych. Uchwycenie tych zjawisk jest bardzo trudne, a ich opis ilościowy wymaga żmudnych badań stacjonarnych przy eliminowaniu błędów płynących z niedokładności metod badawczych oraz ze zmienności przestrzennej środowiska glebowego; zmienność procesów glebowych w czasie i przestrzeni mocno komplikuje te badania.

Przebieg tych procesów i kształtowane przez nie właściwości gleb są śledzone na stacjonarnych powierzchniach testowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego.

W rozdziale niniejszym przedstawione zostaną wyniki badań nad zmianami wybranych właściwości glebowych na 9 powierzchniach testowych, które obserwowano w latach 1996-2015 i stanowią podstawę do oceny zmian zachodzących w środowisku glebowym określonego regionu.

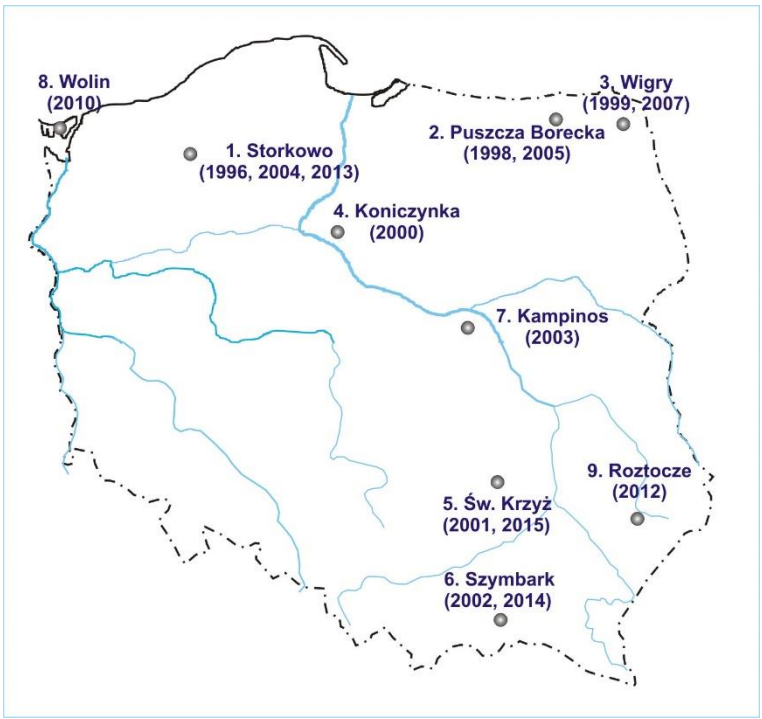
METODY BADAŃ

Metody badań stacjonarnych na powierzchniach testowych w programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Polsce przedstawione zostały szczegółowo w pracy „Badania gleboznawcze w programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego" (Marcinek 1995) oraz w szeregu następnych publikacji (Marcinek, Komisarek 1998, 2002, 2005).

Tab. 4.1.1. Lata opróbowania powierzchni testowych w Stacjach Bazowych ZMŚP i ich oznaczenia na wykresach

Stacja Bazowa - rok opróbowania / opis na wykresie								
Storkowo	Puszcza Borecka	Wigry	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark	Kampinos	Roztocze	Wolin
1996	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2012	2010
St96	PB98	Wi99	Ko00	SK01	Sz02	Ka03	Ro12	Wo2010
2004	2005	2007		2015	2014			
St04	PB05	Wi07		SK15	Sz15			
2013								
St13								

W latach 1996 – 2015 wytypowano, opisano i opróbowano 9 powierzchni testowych na poszczególnych Stacjach Bazowych. Lata opróbowania oraz oznakowanie powierzchni przedstawiono w tabeli 4.1.1.



Ryc. 4.1.1. Lokalizacja glebowych powierzchni testowych i lata ich opróbowania

1. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Storkowo zlokalizowana została na Pojezierzu Drawskim (314.45) w zlewni rzeki górnej Parsęty na porolnej, odłogowanej łące, na łagodnym zboczu, w obrębie gleb płowych zaciekowych gruntowo-glejowych (PAgg) o uziarnieniu piasków gliniastych płytkich i średnio głębokich (poziom A i Et), przechodzących głębokimi zaciekami w gliny piaszczyste lub gliny lekkie.
2. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Puszcza Borecka została zlokalizowana na Pojezierzu Ełckim (342.86) w zlewni jeziora Łękuk, w kompleksie leśnym na zboczu o spadkach od 8 do 12%, w kompleksie leśnym gleb płowych zaciekowych opadowo-glejowych (PAog), o uziarnieniu piasków gliniastych (poziom A i Et) płytkich do średnio głębokich, przechodzących zaciekami w gliny lekkie lub średnie poziomów iluwialnych (argic Bt).
3. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Wigry zlokalizowana została na Pojezierzu Wschodnio-Suwalskim (842.73), w kompleksie leśnym, w Wigierskim Parku Narodowym, na równinie pofalowanej, stanowiącej

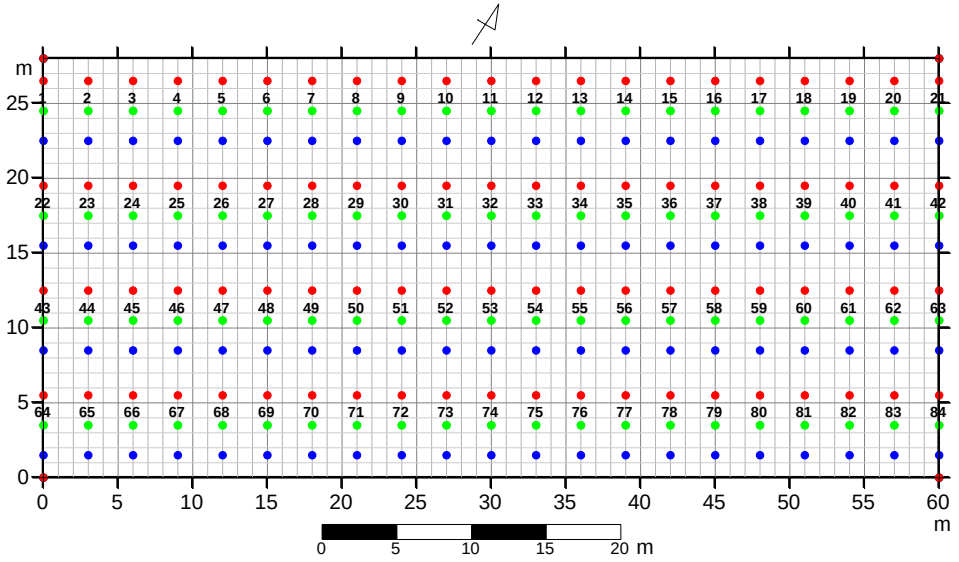
środkową część dorzecza Czarnej Hańczy. Pokrywę glebową tworzą gleby płowe piaszczyste z cechami bielicowania (PWpi) o budowie pedonu: O – A – Et – Bt – Cca. Pomimo piaszczystego uziarnienia materiałów macierzystych w glebach tych wykształcił się poziom argic (Bt) w formie jednolitego nagromadzenia frakcji iłowej, spełniający kryteria diagnostyczne.

4. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Koniczynka zlokalizowana została w Kotlinie Toruńskiej (315.35), w zlewni Strugi Toruńskiej, na terenie pól uprawnych. Pokrywę glebową tworzą gleby płowe zaciekowe opadowo glejowe (PAog), wytworzone z dennomorenowych glin zwałowych. W glebach tych poziom luvic występuje w formie szczątkowej.
5. Powierzchnię testową Stacji Bazowej Święty Krzyż zlokalizowano w mezoregionie Gór Świętokrzyskich (342.345) w puszczy jodłowo-bukowej, na terasie stoku północnego, głównego masywu Łysogór, o nachyleniu stoku 30%, a badanej terasy od 11 do 13%. Pokrywę glebową tworzą kompleksy gleb brunatnych dystroficznych opadowo-glejowych (BDog) i brunatnych dystroficznych z cechami bielicowania (BDbi) w asocjacjach z glebami bielicowymi (LWt) wytworzonymi z pyłów gliniasto-ilastych, zalegających na zwietrzelinie skalnej.
6. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Szymbark zlokalizowana została w obniżeniu Gorlickim, należącym do Pogórza Środkowo Beskidzkiego (513.66) w zlewni potoku Bystrzanka na północno-zachodnim stoku o nachyleniu 15%, w obrębie gleb płowych opadowo-glejowych (PAog) wytworzonych z warstw inoceramowych. Powierzchnia ta użytkowana jest obecnie jako łąka.
7. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Kampinos zlokalizowana została w Kotlinie Warszawskiej (318.73), należącej do Niziny Środkowo-Mazowieckiej na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego w obrębie Rezerwatu Granica, w zlewni kanału Olszowickiego (dorzecze Łasicy). Teren stanowi wyższą terasę doliny Wisły. Jest to enklawa terenów pouprawnych w kompleksie leśnym z wtórną sukcesją leśną (ugór porośnięty sosną, brzoza, dębem, a w miejscach niezadrzewionych z silną inwazją nawłoci). Pokrywę glebową tworzą kompleksy gleb bielicowych (LWt) i rdzawych z cechami bielicowania (RWbi).
8. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Wolin zlokalizowana została w obrębie Wolińskiej Moreny Czołowej (313.21) na zboczu pagórka. Wytworzyły się tutaj gleby płowe spiaszczone (zaciekowe) z cechami bielicowania (PAbi). W dużej miąższości piaszczystym poziomie eluwialnym wytworzyły się wtórne cechy poziomów albic i spodic (A-Es-Bs) niespełniające jednak kryteriów diagnostycznych gleby bielicowej.
9. Powierzchnia testowa Stacji Bazowej Roztocze zlokalizowana została na Roztoczu Środkowym (343.22) w zlewni doliny Pra-wieprza,

w roztoczańskim Parku Narodowym. Materiałami macierzystymi są osady akumulacji rzecznej doliny Pra-wieprza. Wytworzyły się na tym obszarze gleby rdzawe z cechami bielicowania.

Każda z wytypowanych glebowych powierzchni testowych stanowi wzorcowy wycinek powierzchni gleb określonego krajobrazu i ekosystemu, reprezentujący specyficzną strukturę pokrywy glebowej; jest ona jednorodną, pod względem taksonomicznym, jednostką kartograficzną (konsocjacją) (Marcinek 1995). W każdej okonturowanej konsocjacji co najmniej połowa powierzchni testowej należy do jednej jednostki taksonomicznej, nadającej jej nazwę kartograficzną, a pozostała część powierzchni składa się z analogicznych jednostek taksonomicznych, tak podobnych do jednostki wiodącej, że większość interpretacji na danym poziomie uogólnienia jest zbliżona. Na ogół polipedon tworzący powierzchnię testową zajmuje obszar tak duży (1-2 ha), ażeby można było powierzchnię powiększać lub przesuwać jej położenie bez utraty ciągłości badań.

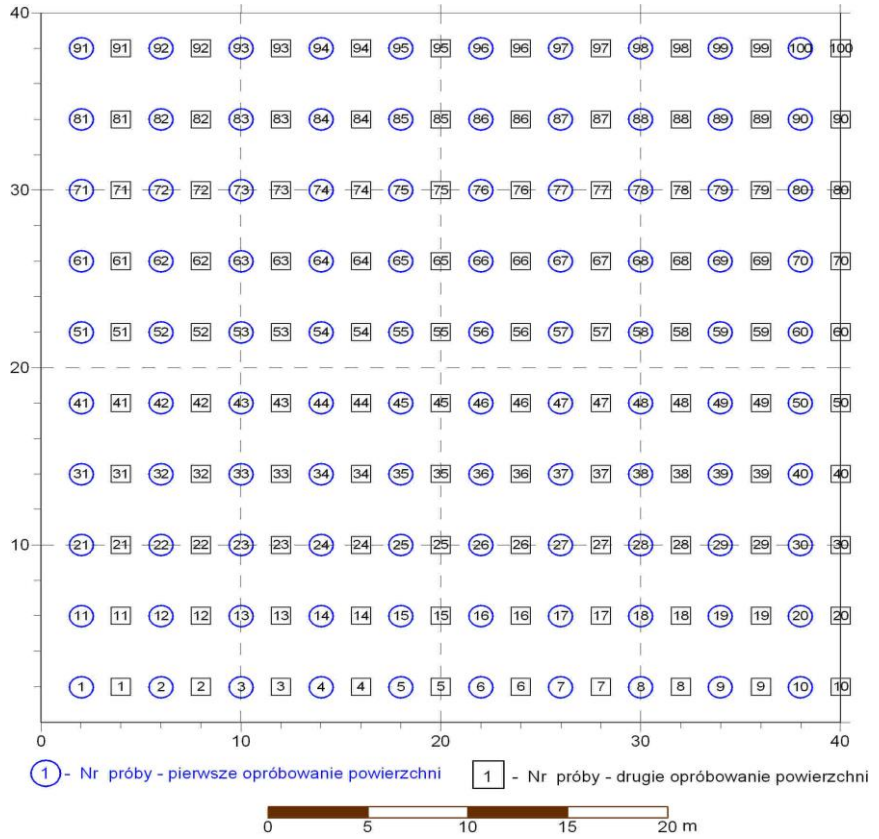
W pasie ochronnym powierzchni testowej lokalizowano po cztery pedony wzorcowe, które opisywano szczegółowo według kryteriów morfologicznych zawartych w „Guidelines for soil description" (Guidelines… 1990, 2006). W niniejszej pracy klasyfikację gleb przedstawiono wg „Systematyki gleb Polski" (2011). Z każdego poziomu i podpoziomu pobierano próby monolityczne o strukturze naruszonej do analiz laboratoryjnych oraz z poziomów głównych – próby o strukturze nienaruszonej do oznaczenia gęstości objętościowej.



Ryc. 4.1.2. Schemat opróbowania powierzchni testowej ZMŚP Storkowo: • pierwsze - 1996, • drugie – 2004, • trzecie - 2013

W Stacjach Bazowych Storkowo, Święty Krzyż i Szymbark powierzchnie testowe mają kształt prostokąta o wymiarach wynoszących odpowiednio 60 x 27 m, 52 x 32 m oraz 48 x 32 m (*Ryc. 4.1.2*), natomiast na pozostałych stacjach – kształt kwadratu o wymiarach 40 x 40 m. (*Ryc. 4.1.3*).

Podczas pierwszego opróbowania każdej powierzchni zastosowano metodę systematycznego pobierania prób wzdłuż transektów, w siatce sztywnej. Z powierzchni Storkowo pobrano 84 próby z wierzchniego, akumulacyjno-próchnicznego poziomu gleb (0-20 cm), z powierzchni Św. Krzyż – 95 prób, z powierzchni Szymbark – 96 prób, a z pozostałych – po 100 prób. Tak duże natężenie badań na niewielkiej powierzchni pozwoliło na realną ocenę zmienności przestrzennej gleb poprzez zastosowanie analizy statystycznej i geostatystycznej (Marcinek, Komisarek 2002).



Ryc. 4.1.3. Schemat pierwszego i drugiego opróbowania powierzchni testowych: Puszcza Borecka i Wigry

Ze względu na zaobserwowaną, podczas pierwszego opróbowania, dużą zmienność we właściwościach glebowych, kolejne opróbowania powierzchni testowych w poszczególnych latach (*Tab. 4.1.1*) wykonano również w siatce

sztywnej, która została odpowiednio przesunięta w stosunku do pierwszego opróbowania.

WYNIKI BADAŃ

Wytypowane powierzchnie testowe do stacjonarnych badań gleboznawczych zlokalizowano w obrębie gleb płowych różnych podtypów, gleb brunatnych dystroficznych z cechami bielicowania i gleb rdzawych z cechami bielicowania. Są to gleby, które stanowią odmienne jednostki ekologiczno-glebowe, różniące się między sobą zarówno przeszłymi, jak i aktualnymi procesami glebowymi oraz rytmem uwilgotnienia. Różnice te związane są przede wszystkim z rodzajem materiałów macierzystych, z których się wytworzyły dane gleby, położeniem ich w reliefie, naturalnymi warunkami drenażu, sposobem ich użytkowania, i in. W glebach pięciu powierzchni testowych (Storkowo, Puszcza Borecka, Koniczynka, Święty Krzyż i Szymbark) obserwuje się występowanie okresowo niedostatecznych warunków drenażu, skutkujących obecnością zubożeń redoksymorficznych, i to pomimo, że niektóre z nich zlokalizowano na stoku o spadkach od kilku do kilkunastu procent. Ponadto w glebach położonych na stokach zaznaczają się wyraźne skutki erozji wodnej przyspieszonej i antropogenicznej (Szymbark, Puszcza Borecka, Storkowo i Święty Krzyż), które morfologicznie objawiają się w postaci szczątkowego poziomu eluwialnego lub jego całkowitego braku. Niemal na każdej powierzchni testowej czynnik antropogeniczny w istotny sposób wpływa na aktualne właściwości gleb. Ta duża różnorodność jednostek systematycznych, na których założono powierzchnie testowe przesądza o prawidłowości ich wyboru do dalszego śledzenia zmian właściwości glebowych w czasie i przestrzeni.

Śledzenie zmian we właściwościach glebowych na stacjonarnych powierzchniach testowych musi uwzględniać fakt, że raz pobrana próba z gleby i poddana analizom laboratoryjnym, już w tej glebie nie istnieje, a każde następne opróbowanie wykonane po określonym czasie odnosi się do prób pobranych z tej samej gleby, ale w innym miejscu; jest to jednak inna, nowa próbka. W związku z tym przy porównywaniu wyników badań pomiędzy poszczególnymi opróbowaniami należy uwzględnić i wyeliminować zmienność przestrzenną badanej gleby. Można tego dokonać pobierając każdorazowo większą liczbę próbek. Taką liczbą prób niezbędną do oszacowania średniej populacji możemy określić statystycznie.

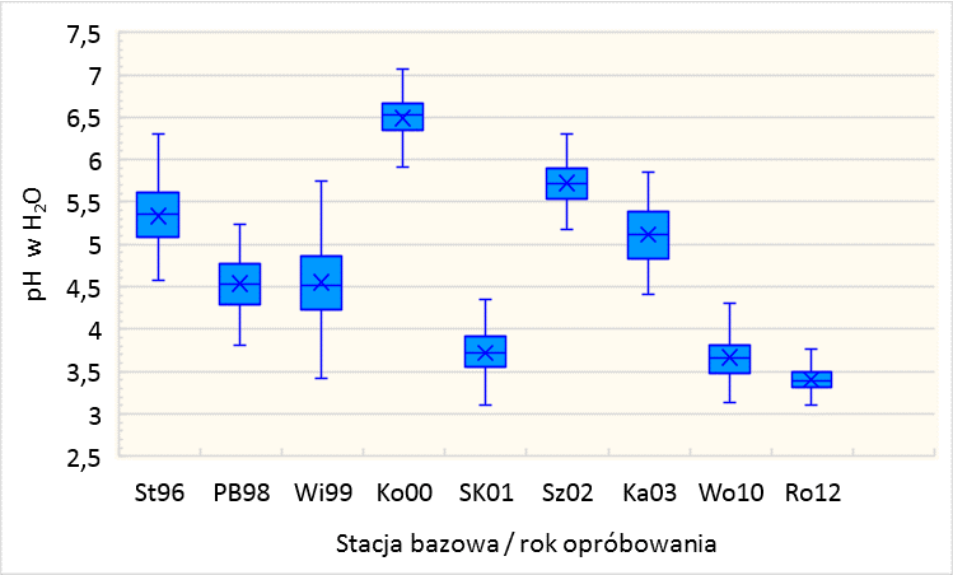
DYNAMIKA ODCZYNU GLEB I ZAWARTOŚCI GLINU WYMIENNEGO

Istotną właściwością gleby jest jej odczyn, który jest miarą aktywności zdysocjowanych jonów wodorowych (H^+) w roztworze glebowym. Zarówno mikroorganizmy glebowe, jak też i rośliny wyższe silnie reagują na stężenie

jonów wodorowych i jonów glinu. Ta charakterystyka gleby określa także kierunek rozwoju procesów glebotwórczych i jest istotną ich cechą we wszystkich regionach glebowych, gdzie opady atmosferyczne przeważają nad ewapotranspiracją, co stwarza warunki przesiąkania wód opadowych w głąb gleby i wymywanie z niej kationów zasadowych (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}). Dotyczy to w najwyższym stopniu większości gleb naszego kraju należących do strefy gleb płowych, glejowych, z domieszką czarnych ziem i gleb organicznych.

Jak wynika z tabeli 4.1.1. i ryciny 4.1.4. wszystkie gleby badanych powierzchni testowych są kwaśne, przy tym niektóre z nich są skrajnie kwaśne (pH<4,0, Święty Krzyż, Wolin, Roztocze), mocno kwaśne (pH 4,0-5,0, Puszcza Borecka, Wigry), średnio kwaśne (pH 5-6, Storkowo, Szymbark, Kampinos) oraz słabo kwaśne (pH>6, Koniczynka).

Gleby skrajnie kwaśne (pH w H_2O<4) na powierzchni testowej Święty Krzyż tworzą kompleksy gleb brunatnych dystroficznych opadowo-glejowych z cechami bielicowania i gleb bielicowych, na Wolinie, w kompleksie leśnym, gleby płowe spiaszczone zaciekowe z cechami bielicowania, a na Roztoczu pokrywę glebową tworzą asocjacje gleb bielicowych i gleb rdzawych z cechami bielicowania. We wszystkich tych glebach aktualnie istnieją warunki do przebiegu procesów bielicowania, a szczególnie w glebach Wolina, w których w dobrze ukształtowanych glebach płowych w poziomie luvic można obserwować rozwój profilu gleby bielicowej.



Ryc. 4.1.4. Miary tendencji centralnej (mediana —, średnia X) oraz zmienności odczynu (pH) w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu

Tab. 4.1.2. Podstawowe statystyki właściwości glebowych na powierzchniach testowych ZMŚP

Charakterystyka	Op	Storkowo		Puszcza Borecka		Wigry		Święty Krzyż		Szymbark		Kampinos		Koniczynka		Wolin		Roztocze	
		Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2
pH w H_2O	1	5,33 ± 0,08	0,126	4,54 ± 0,07	0,123	4,58 ± 0,09	0,325	3,72 ± 0,05	0,06	5,73 ± 0,06	**0,074**	5,12 ± 0,08	0,14	6,48 ± 0,09	0,2	3,68 ± 0,05	0,06	3,41 ± 0,04	21,01
pH w H_2O	2	5,31 ± 0,09	0,174	4,72 ± 0,07	0,110	4,65 ± 0,10	0,268	3,82 ± 0,03	0,03	5,33 ± 0,03	**0,028**								
pH w H_2O	3	4,95 ± 0,07	0,113																
pH w KCl	1	4,28 ± 0,08	0,121	3,70 ± 0,05	0,066	3,61 ± 0,11	0,285	2,97 ± 0,05	0,06	4,40 ± 0,06	**0,085**	3,91 ± 0,06	0,09	5,45 ± 0,07	0,114	2,83 ± 0,05	0,06	2,86 ± 0,03	0,03
pH w KCl	2	4,18 ± 0,07	0,117	3,61 ± 0,04	0,037	3,57 ± 0,10	0,211	3,02 ± 0,03	0,03	4,04 ± 0,07	**0,108**								
pH w KCl	3	3,99 ± 0,07	0,106																
C. org.	1	16,1 ± 0,53	6,03	16,9 ± 0,77	14,9	27,8 ± 1,93	97,28	6,87 ± 0,89	18,89	24,2 ± 1,01	**24,9**	9,40 ± 0,50	7,00	9,56 ± 0,51	6,84	23,21 ± 1,14	0,06	16,7 ± 0,91	21,0
C. org.	2	17,1 ± 0,78	13,0	21,2 ± 1,02	26,6	29,4 ± 1,30	43,20	10,2 ± 0,69	11,73	25,6 ± 0,98	**24,3**								
C. org.	3	19,2 ± 0,65	8,52																
Ca^{2+}	1	2,57 ± 0,23	1,11	1,35 ± 1,15	0,96	1,90 ± 0,23	1,40	0,796 ± 0,07	0,139	7,14 ± 0,07	**4,55**	1,00 ± 0,07	0,14	5,13 ± 0,17	0,71	0,27 ± 0,038	0,037	0,258 ± 0,02	0,014
Ca^{2+}	2	2,30 ± 0,28	1,68	1,24 ± 1,09	0,55	2,51 ± 0,18	0,899	1,087 ± 0,12	0,37	7,68 ± 0,49	**6,04**								
Ca^{2+}	3	2,60 ± 0,26	1,48																
Mg^{2+}	1	0,215 ± 0,01	0,004	0,30 ± 0,05	0,055	0,20 ± 0,02	0,014	0,158 ± 0,01	0,06	0,935 ± 0,07	**0,135**	0,12 ± 0,10	0,04	0,627 ± 0,2	0,011	0,073 ± 0,007	0,001	0,07 ± 0,005	0,001
Mg^{2+}	2	0,206 ± 0,02	0,006	0,29 ± 0,03	0,031	0,27 ± 0,02	0,012	0,194 ± 0,01	0,01	1,00 ± 0,05	**0,066**								
Mg^{2+}	3	0,365 ± 0,03	0,018																
K^+	1	0,067 ± 0,01	0,001	0,17 ± 0,01	0,04	0,07 ± 0,01	0,001	0,101 ± 0,01	0,001	0,172 ± 0,01	**0,003**	0,11 ± 0,02	0,01	0,426 ± 0,02	0,008	0,055 ± 0,004	0,000	0,045 ± 0,002	0,00
K^+	2	0,122 ± 0,01	0,003	0,20 ± 0,02	0,011	0,10 ± 0,01	0,001	0,149 ± 0,02	0,005	0,195 ± 0,02	**0,009**								

Charakterystyka	Op	Storkowo		Puszcza Borecka		Wigry		Święty Krzyż		Szymbark		Kampinos		Koniczynka		Wolin		Roztocze	
		Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.			Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.	S^2	Średnia ± p. uf.
K^+	3	0,145 ± 0,02	0,006																
Al^{3+}	1	0,363 ± 0,08	0,128	1,39 ± 0,15	0,578	1,12 ± 0,14	0,478	5,32 ± 0,24	1,37	0,353 ± 0,05	**0,056**	0,37 ± 0,03	0,03	-	-	3,246 ± 0,18	0,839	1,471 ± 0,052	0,068
Al^{3+}	2	0,648 ± 0,11	0,250	1,35 ± 0,14	0,187	1,75 ± 0,13	0,421	3,30 ± 0,13	0,40	0,099 ± 0,01	**0,005**								
Al^{3+}	3	0,395 ± 0,08	0,141																
Kw	1	0,464 ± 0,09	0,160	1,90 ± 0,15	0,774	1,67 ± 0,19	0,947	6,09 ± 0,24	0,19	1,06 ± 0,09	**0,131**	0,58 ± 0,05	0,06	0,116 ± 0,00	0,001	5,72 ± 0,30	2,28	1,737 ± 0,054	0,074
Kw	2	0,961 ± 0,16	0,516	1,51 ± 0,14	0,497	2,14 ± 0,13	0,486	3,42 ± 0,13	0,04	0,83 ± 0,05	**0,057**								
Kw	3	0,427 ± 0,08	0,148																
KPWe	1	3,40 ± 0,17	0,621	3,82 ± 0,25	1,619	3,97 ± 0,20	0,987	7,19 ± 0,25	1,55	9,55 ± 0,54	**7,14**	1,86 ± 0,08	0,15	6,33 ± 0,18	0,83	6,14 ± 0,31	0,839	2,119 ± 0,061	0,093
KPWe	2	3,397 ± 0,21	0,893	3,34 ± 0,18	0,863	5,08 ± 0,20	1,18	4,95 ± 0,17	0,67	9,70 ± 0,51	**6,46**								
KPWe	3	3,59 ± 0,22	1,022																
VS (%)	1	84,3 ± 3,39	243,9	49,3 ± 3,8	366			15,4 ± 1,2	33,6	87,4 ± 1,45	51,4	68 ± 2,20	186,6	98,4 ± 0,1	0,272	7 ± 0,7	0,05	18 ± 1,2	34
VS (%)	2	72,6 ± 5,44	629,1	53,5 ± 3,8	366			30,4 ± 2,1	109,1	90,5 ± 0,88	18,73								
V S (%)	3	84,2 ± 3,82	309,5																
N-total	2	0,116 ± 0,01	0,001	0,16 ± 0,01	0,002	0,17 ± 0,03	0,001	0,42 ± 0,03	0,024	0,19 ± 0,01	0,003	0,073 ± 0,00	0,003	-	-	0,127 ± 0,01	0,002	0,07 ± 0,059	0,003
N-total	3	0,142 ± 0,00	0,000																

Op – opróbowanie; p.uf. – przedział ufności dla średniej; S^2 – wariancja próby; pH w – pH w wodzie; C. org. – węgiel organiczny ($g \cdot kg^{-1}$); Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Al^{3+} - kationy wymienne ($cmol_{(+)} \cdot kg^{-1}$); Kw, - kwasowość wymienna ($cmol_{(+)} \cdot kg^{-1}$); KPWe - kationowa pojemność wymienna efektywna ($cmol_{(+)} \cdot kg^{-1}$); VS – stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (%); N-total – azot całkowity (%)

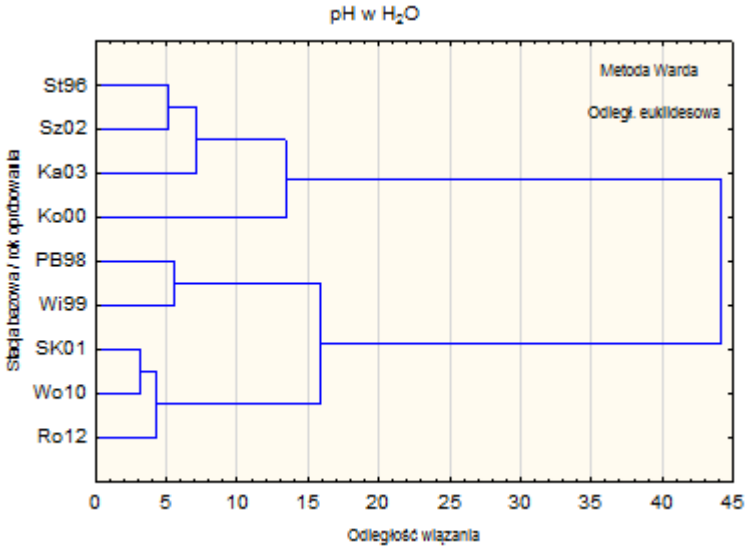
Zachodzeniu tych procesów sprzyjają kwaśny lub bardzo kwaśny odczyn, duża zawartość glinu ruchomego (Al^{3+}, $Al(OH)^{2+}$ i $Al(OH_2^{+})$) i coroczny dopływ materii organicznej.

Gleby mocno kwaśne (pH_{H2O} 4-5) występują także pod lasami. W Puszczy Boreckiej tworzą jednolitą pokrywę gleb płowych zaciekowych opadowo-glejowych, a w Wigierskim Parku Narodowym – gleby płowe piaszczyste z cechami bielicowania. Tereny te w przeszłości były uprawiane rolniczo. W glebach tych również istnieją warunki do zachodzenia procesu bielicowania o czym świadczy duża zawartość glinu ruchomego.

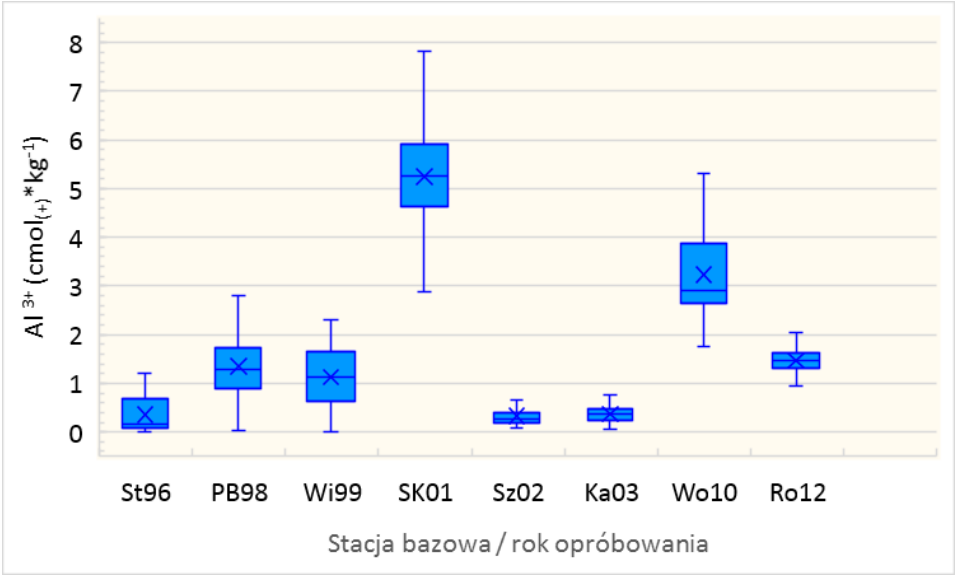
Gleby średnio kwaśne (pH_{H2O} 5-6) są to gleby, które były niegdyś uprawiane rolniczo, a obecnie stanowią ugory zielone. Pokrywę glebową w Storkowie tworzą gleby płowe zaciekowe gruntowo-glejowe, w Szymbarku gleby płowe opadowo-glejowe i w Kampinosie kompleks gleb bielicowych i rdzawych z cechami bielicowania. Wszystkie gleby wytworzone ze zwięźlejszych materiałów macierzystych przeszły niegdyś stadium procesów lessivage'u, natomiast te, wytworzone z utworów piaszczystych – procesy bielicowania, a obecnie ich właściwości kształtują warunki strefy glebowo-klimatycznej gleb płowych i bielicowych. Wody perkolujące ługują z gleby przede wszystkim kationy zasadowe, a w szczególności wapń. Glin w tych glebach nie występuje jako Al^{3+} gdyż ulega hydrolizie $Al^{3+} + OH^{-} \rightarrow Al(OH)^{2+}$ i $Al(OH)^{2+} + OH^{-} \rightarrow Al(OH)^{+}_{2}$, jony wodorotlenowo-glinowe mogą wchodzić w przestrzenie międzypakietowe minerałów ilastych, ale mogą również tworzyć gipsyt nierozpuszczalny w wodzie. Na rycinie 4.1.5. przedstawiono klasyfikację hierarchiczną gleb powierzchni testowych o różnym odczynie w poziomie ochric. Z dendrogramu tego wynika, że pod względem odczynu możemy wyróżnić trzy grupy powierzchni glebowych: porolne i aktualnie użytkowane rolniczo (Storkowo, Szymbark, Kampinos i Koniczynka), porolne – użytkowane rolniczo przez krótki okres (Puszcza Borecka i Wigry) oraz trzecią grupę stanowią powierzchnie leśne, które nie były użytkowane rolniczo (Święty Krzyż, Wolin i Roztocze). Natomiast na rycinie 4.1.6. przedstawiono wykresy skrzynkowe rozkładu zawartości glinu wymiennego w glebach badanych. Należy przypuszczać, że glin aktywny Al^{3+}, $AlOH^{2+}$, $Al(OH)^{2+}$ występuje w większych ilościach jedynie w glebach Świętego Krzyża, Wolina i Roztocza, natomiast w pozostałych glebach jego zawartość jest niewielka, lub nie ma go w ogóle (np. Koniczynka).

Z przedstawionego na rycinie 4.1.7. dendrogramu wynika, że podobnie jak w przypadku odczynu, tak również w odniesieniu do zawartości glinu wymiennego w poziomie A można wyróżnić trzy grupy gleb. Do pierwszej grupy można zaliczyć gleby powierzchni Stacji Bazowych: Szymbarku, Kampinosu i Storkowa, które są glebami porolnymi, wykazującymi podobne – niskie zawartości glinu wymiennego. Do drugiej grupy należy zaliczyć gleby: Puszczy Boreckiej, Roztocza i Wigier, natomiast trzecią grupę stanowią gleby powierzchni: Święty Krzyż i Wolin, charakteryzujące się wysoką zawartością

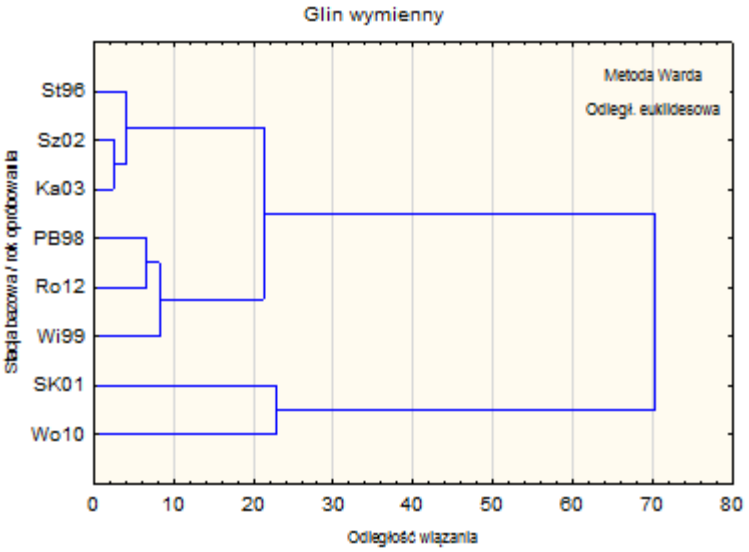
glinu wymiennego. Ze względu na wysoki odczyn gleb w Stacji Bazowej Koniczynka, glinu wymiennego nie oznaczono.



Ryc. 4.1.5. Dendrogram klasyfikacji hierarchicznej odczynu w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu



Ryc. 4.1.6. Miary tendencji centralnej (mediana —, średnia X) oraz zmienności zawartości glinu wymiennego (Al^{3+}) w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu



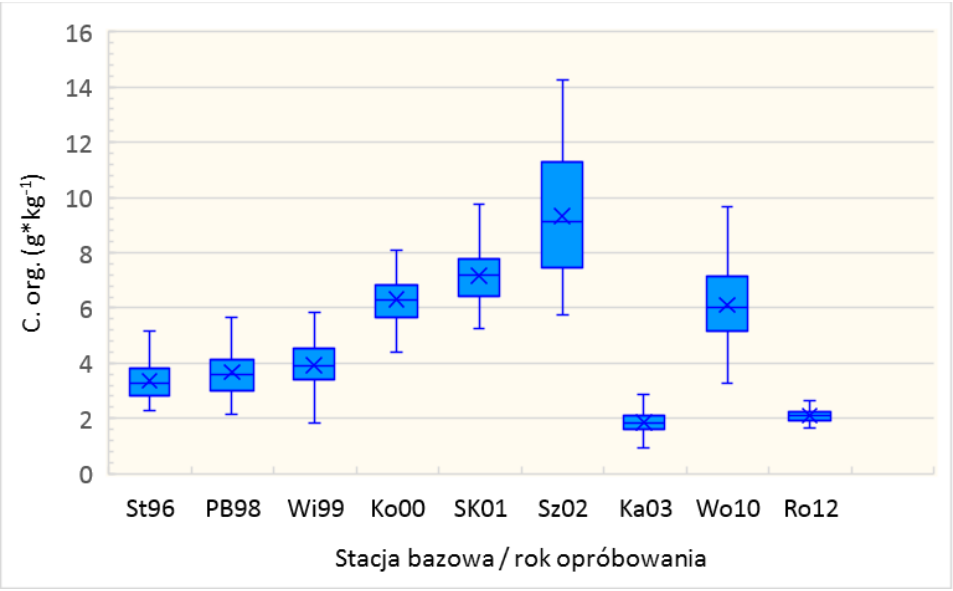
Ryc. 4.1.7. Dendrogram klasyfikacji hierarchicznej zawartości glinu wymiennego w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu

PRÓCHNICZNOŚĆ GLEB

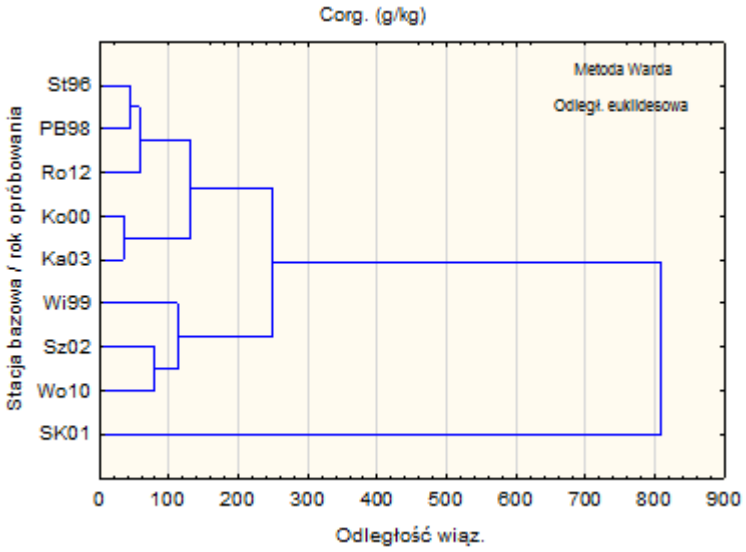
Zawartość w glebie materii organicznej często nazywamy ich próchnicznością. Materia organiczna gleb wpływa bezpośrednio na kształtowanie struktury glebowej i jej trwałości, na wielkość kationowej pojemności wymiennej, a także na zawartość azotu w glebie. Zawartość materii organicznej w glebach nie jest charakterystyką trwałą. Zmienia się ona w czasie, ale dla danej gleby w danych warunkach klimatycznych istnieje określony, charakterystyczny średni poziom zawartości próchnicy w glebie. Choć w ciągu roku zawartość materii organicznej ulega zmianie na skutek dopływu do gleby świeżych i obumarłych szczątek roślinnych oraz mikroorganizmów w okresie wegetacji, to następnie ulega ona rozkładowi i humifikacji. Proces ten wpływa na zmianę zawartości materii organicznej w glebach.

Próchniczność gleb na powierzchniach badanych jest charakterystyczna dla strefy gleb płowych, zaciekowych, spiaszczonych w epipedonach ochric. Gleby te zawierają od 9,40 $g \cdot kg^{-1}$ do 27,8 $g \cdot kg^{-1}$ C organicznego. Gleby powierzchni testowych Koniczynka i Kampinos zawierają odpowiednio średnio 9,56 i 9,40 $g \cdot kg^{-1}$ C organicznego i nieco więcej C organicznego zawierają gleby Storkowa (16,1 $g \cdot kg^{-1}$), Puszczy Boreckiej (16,9 $g \cdot kg^{-1}$) oraz Roztocza (16,7 $g \cdot kg^{-1}$). Średnio próchniczne gleby występują na powierzchniach: Wigry, Szymbark i Wolin, a zwartość węgla organicznego wynosi odpowiednio: 27,8 $g \cdot kg^{-1}$, 24,2 $g \cdot kg^{-1}$ i 23,2 $g \cdot kg^{-1}$. Jedynie gleby na powierzchni Święty Krzyż

charakteryzują się dużą rozpiętością zawartości C organicznego (32-78 g·kg^{-1}). Ten obraz próchniczności badanych gleb dobrze ilustruje rycina 4.1.8.



Ryc. 4.1.8. Miary tendencji centralnej (mediana —, średnia X) oraz zmienności zawartości węgla organicznego (C. org.) w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu



Ryc. 4.1.9. Dendrogram klasyfikacji hierarchicznej zawartości C organicznego w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu

Z zamieszczonego na rycinie 4.1.9. dendrogramu klasyfikacji hierarchicznej zawartości węgla organicznego w poziomie A wynika, że pod względem próchniczności podobne do siebie są gleby powierzchni testowych: Storkowo, Puszcza Borecka i Roztocze. Drugą grupę stanowią gleby powierzchni: Koniczynka i Kampinos, a do trzeciej grupy należy zaliczyć gleby powierzchni: Szymbark, Wolin i Wigry.

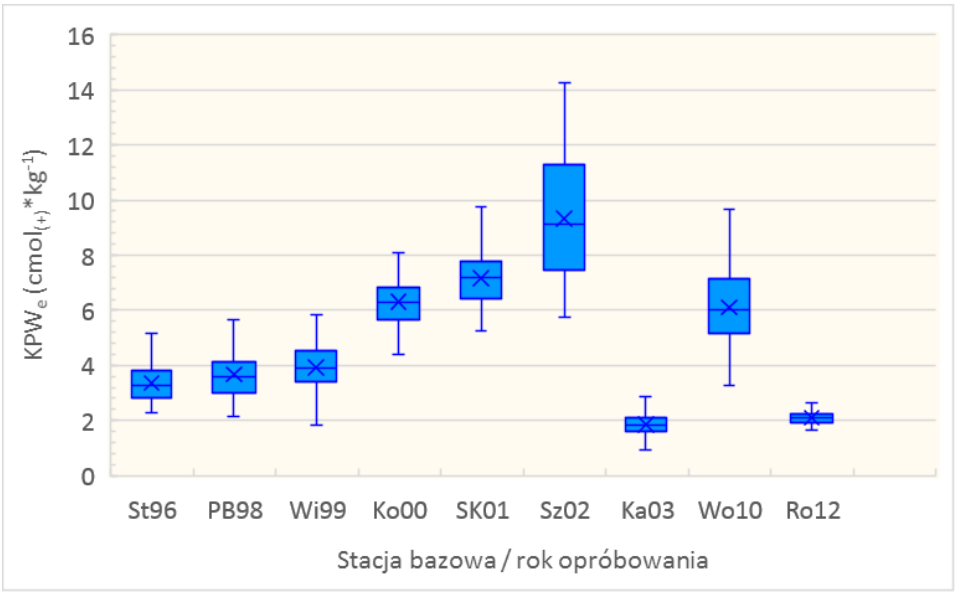
KATIONOWA POJEMNOŚĆ WYMIENNA

Kationowa pojemność wymienna (KPW) i skład kationów wymiennych, a także stopień wysycenia kationami zasadowymi kompleksu sorpcyjnego stanowią istotną charakterystykę fizykochemicznych właściwości środowiska glebowego badanych powierzchni. Wielkość kationowej pojemności wymiennej zależy od powierzchni właściwej koloidalnej fazy stałej gleb oraz od gęstości ładunku na jej powierzchni, co z kolei wiąże się z zawartością i składem mineralogicznym frakcji iłowej oraz zawartością i stopniem humifikacji materii organicznej (Komisarek 2000). W glebach Polski kationowa pojemność wymienna frakcji ilastej zdominowana jest przez illit z domieszką smektytów i kaolinitu. Średnia KPW tej frakcji mieści się w granicach od 30 do 45 $cmol_{(+)} \cdot kg^{-1}$. W glebach, które zawierają mniej niż 2,5% frakcji ilastej kationową pojemność wymienną determinuje zawartość próchnicy (Komisarek i in. 1991). Istotne znaczenie w kształtowaniu zdolności sorpcyjnych gleb, a więc i KPW, ma odczyn gleb, bowiem wraz ze wzrostem odczynu zwiększa się ilość ładunków na powierzchni koloidalnej fazy stałej, a w szczególności próchnicy, stąd też wraz ze wzrostem odczynu wzrasta wielkość KPW.

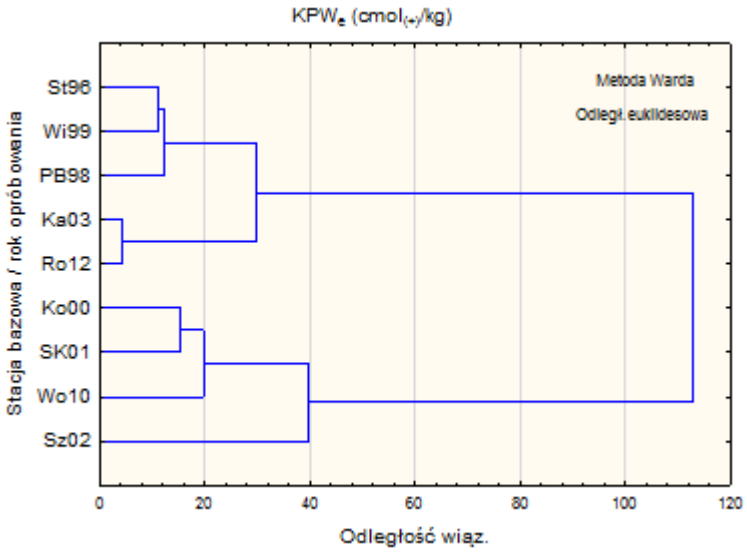
Na rycinie 4.1.10. przedstawiono wykresy skrzynkowe rozkładu wielkości kationowej pojemności wymiennej efektywnej (KPW_e – stanowiącej sumę kationów zasadowych i kwasowości wymiennej) w poziomie A gleb powierzchni testowych, a na rycinie 4.1.11. dendrogramy klasyfikacji hierarchicznej.

Z wykresów tych wynika, że pod względem KPW_e podobne są do siebie gleby powierzchni: Storkowa, Wigier i Puszczy Boreckiej. Drugą grupę stanowią gleby wytworzone z piaszczystych materiałów macierzystych, tj.: Kampinosu i Roztocza, natomiast trzecią grupę stanowią gleby wytworzone z cięższych materiałów macierzystych. Wyraźnie większe zdolności sorpcyjne wykazują gleby Świętego Krzyża, co związane jest z dwu-trzy krotnie większą zawartością w nich węgla organicznego (*Ryc. 4.1.8*).

Istotną właściwością kompleksu sorpcyjnego badanych gleb jest stopień ich wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym (V_s). Jest to stosunek sumy wymiennych kationów zasadowych (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+) do kationowej pojemności wymiennej efektywnej (KPW_e) wyrażony w procentach.



Ryc. 4.1.10. Miary tendencji centralnej (mediana —, średnia X) oraz zmienności kationowej pojemności wymiennej efektywnej (KPW$_e$, cmol$_{(+)}$·kg^{-1}) w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu



Ryc. 4.1.11. Dendrogram klasyfikacji hierarchicznej wielkości KPW$_e$ w poziomie A gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych po pierwszym opróbowaniu

W tabeli 4.1.1. przedstawiono V_s z pierwszego i następnych opróbowań. Z danych tych wynika, że gleby leśnych powierzchni testowych mają bardzo niski stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi. Gleby płowe

z cechami bielicowania Wolina mają V_s równe 7%, Roztocza 18%, Świętego Krzyża 15% do 30%. Znacznie większy stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi obserwuje się w glebach, które w przeszłości były użytkowane rolniczo – porolnych, stąd też gleby płowe Wigier wykazują V_s od 37 do 55%, a gleby Puszczy Boreckiej od 49 do 53%. gleby Storkowa w 84%, a gleby Szymbarku 87–90%. Gleby Kampinosu mają V_s 59–68%. Największym wysyceniem kompleksu sorpcyjnego charakteryzują się aktualnie użytkowane rolniczo gleby płowe Koniczynki, w których V_s wynosi 98%.

W związku z tym, iż wszystkie właściwości badanych gleb dotyczą najbardziej czynnego poziomu akumulacyjno-próchnicznego, mającego bezpośredni kontakt z atmosferą, szatą roślinną i ewentualną uprawą rolniczą oraz z endopedonami solum, kształtując ich budowę i właściwości, to gdy w epipedonie tym zachodzą wyraźnie zmiany średniookresowe, zostawiają one swoje piętno w charakterystykach fizykochemicznych, chemicznych, a także morfologicznych.

Wyżej omówione właściwości gleb na powierzchniach testowych stanowią punkt wyjścia i podstawę do analizy zmian właściwości gleb.

ZMIENNOŚĆ WŁAŚCIWOŚCI GLEB NA POWIERZCHNIACH TESTOWYCH

Badania terenowe gleb wskazują, że niektóre charakterystyki glebowe wykazują dużą zmienność, która jest naturalną i nieuniknioną ich właściwością. Zmienność ta związana jest zarówno ze zmiennością systematyczną i losową właściwości glebowych, które wynikają przede wszystkim ze zmienności geomorfologicznej i zmiany czynników glebotwórczych, jak również niepewnością wynikającą z zastosowanych metod analitycznych. Pomimo, iż badania na powierzchniach testowych ZMŚP prowadzone są w bardzo dużym natężeniu (ok. 600 prób na 1 ha), to jednak obserwuje się znaczną zmienności wyników obserwacji w odniesieniu do „wielkości średniej".

W tabeli 4.1.3. zamieszczono wartości współczynników zmienności (V) dla wybranych charakterystyk glebowych na badanych powierzchniach testowych. Dane te wskazują, że niektóre charakterystyki wykazują małą zmienność, np. pH (V<20%), a inne - bardzo dużą, np. kationy wymienne (na niektórych powierzchniach V>60%). Zmienność ta nie jest jednak niczym nadzwyczajnym, o czym świadczą wyniki badań innych autorów (Wilding i in. 1994). Dane te dotyczą jednej serii glebowej, co pozwala na porównywanie z danymi uzyskanymi dla powierzchni testowych ZMŚP. Porównując współczynniki zmienności uzyskane przez ww. autorów z wartościami uzyskanymi dla gleb powierzchni testowych w Stacjach Bazowych należy stwierdzić, że współczynniki zmienności analizowanych właściwości gleb na powierzchniach ZMŚP są dość podobne w obu badaniach. Z porównań tych wypływa jeden wniosek, że poza pH, zmienność wartości pozostałych parametrów jest dość

duża (kilkadziesiąt procent). W związku z tym należy podchodzić z dużym krytycyzmem do oznaczeń jednostkowych, zwłaszcza gdy te wartości mają mieć znaczenie praktyczne.

Tab. 4.1.3. Współczynnik zmienności (V,%) charakterystyk glebowych oznaczonych w poziomie wierzchnim (A) badanych powierzchni testowych – pierwsze opróbowanie

Charakterystyka glebowa	Stacja Bazowa ZMŚP									V (%) (Wilding i in. 1994)
	Storkowo	Puszcza Borecka	Wigry	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark	Kampinos	Wolin	Roztocze	
pH_{H2O}	7	8	12	8	7	5	7	7	5	
pH_{KCl}	8	7	15	6	8	7	8	8	6	10 (5-15)
Zawartość C org.	15	23	35	27	63	21	28	25	27	39 (20-61)
Kationy wymienne:										
Ca^{2+}	41	65	62	16	46	30	37	71	46	48 (30-73)
Mg^{2+}	2	78	59	17	47	40	33	52	33	58 (31-121)
K^{+}	43	38	38	21	37	30	82	34	26	57 (7-160)
Al^{3+}	99	55	62	-	22	68	46	28	18	-
H^{+}	55	48	-	-	56	51	-	26	32	-
K_w	87	46	65	-	19	43	-	26	16	-
KPW_e	23	33	25	14	17	25	20	25	14	-
V_s	39	41	19	1	20	38	8	53	32	25 (17-33)

K_w – kwasowość wymienna, KPW_e – kationowa pojemność wymienna (efektywna), V_s - wysycenie kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (%)

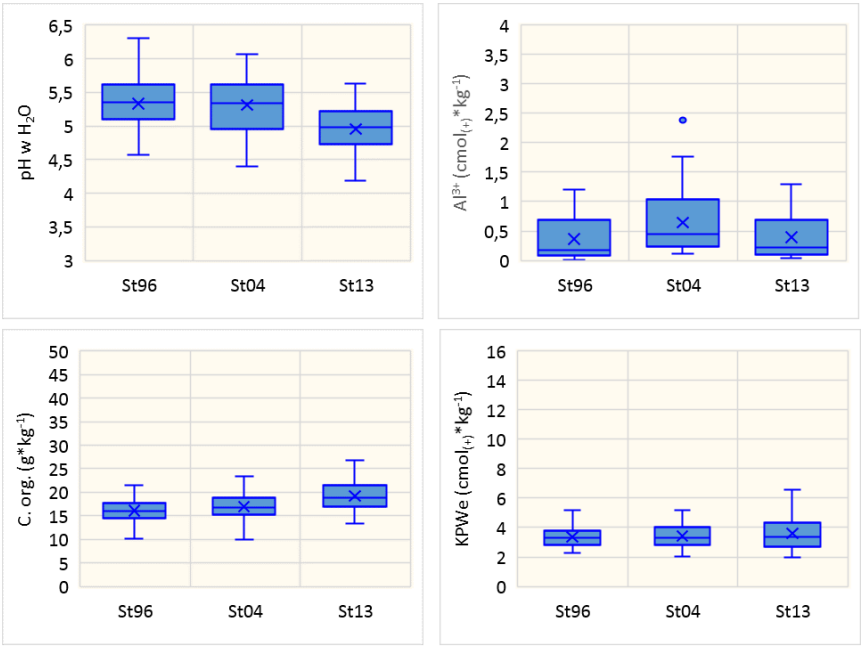
Wyżej przedstawione dane w tym rozdziale dają realne podstawy do wnioskowania na temat zmian w czasie właściwości środowiska glebowego.

ZMIANY W CZASIE NIEKTÓRYCH WŁAŚCIWOŚCI GLEB POWIERZCHNI TESTOWYCH

Zgodnie z hipotezą roboczą niniejszych badań stacjonarnych na sześciu powierzchniach testowych przeprowadzono powtórnie, analogiczne badania, jak podczas pierwszego opróbowania (rys. 2). Wyniki badań z dwóch lub trzech opróbowań poddano analizie statystycznej pozwalającej na określenie różnic pomiędzy wartościami średnich badanych charakterystyk. Istotne statystycznie różnice pomiędzy wartościami średnimi analizowanych charakterystyk pomiędzy pierwszym i kolejnymi opróbowaniami przedstawiono w tabeli 4.1.1., a także na wykresach skrzynkowych (*Ryc. 4.1.12-Ryc. 4.1.16*, istotne różnice średnich zaznaczono czerwonym prostokątem na wykresie skrzynkowym). Ze względu na

to, że różnice te dotyczą poszczególnych powierzchni testowych, omówiono je dla każdej powierzchni osobno.

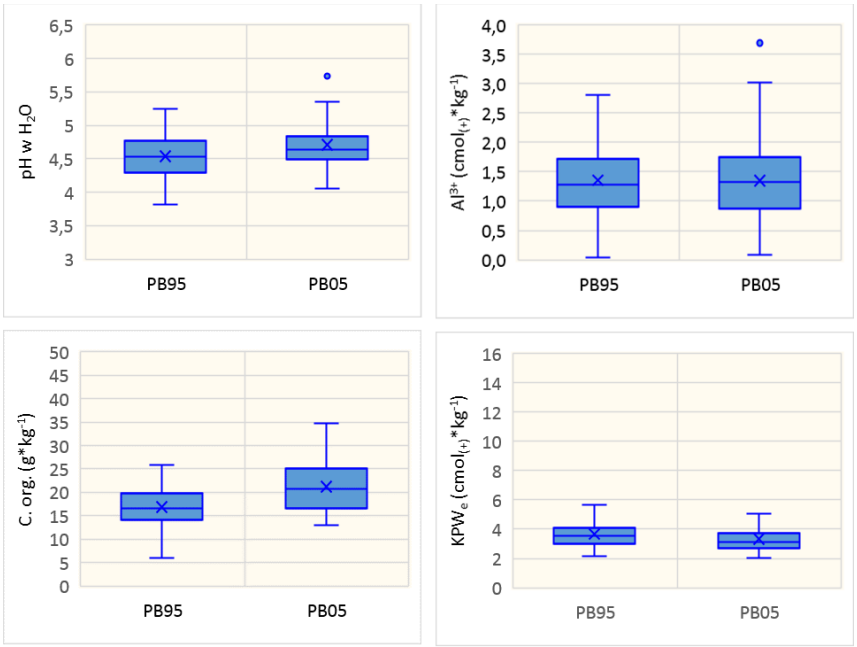
1. Na powierzchni testowej Storkowo badania przeprowadzono w 1996 r. i powtórzono je po ośmiu (2004) i po kolejnych dziewięciu (2013) latach. Na podstawie dokonanej analizy statystycznej stwierdzono, że po 17 latach wzrosło stężenie jonów wodorowych (H^+) w stosunku do opróbowania pierwszego (1996) i drugiego (2004) (*Ryc. 4.1.12*). Ponadto obserwuje się istotny statystycznie wzrost zawartości węgla organicznego w próbach gleb pobranych w drugim i trzecim opróbowaniu. Pomiędzy pierwszym i drugim opróbowaniem zwiększyła się zawartość aktywnego jonu Al^{3+}, a w próbach opróbowania trzeciego zawartość glinu zmniejszyła się do wartości z pierwszego opróbowania; zjawisko to należy wiązać ze znacznym wzrostem w tym okresie zawartości w glebie węgla organicznego (*Ryc. 4.1.12*).



Ryc. 4.1.12. Miary tendencji centralnej (mediana —, średnia X) oraz zmienności wybranych właściwości w poziomie A gleb powierzchni testowej Stacji Bazowej Storkowo po pierwszym (St96, w 1996 r.), drugim (St04 – w 2004 r.) i trzecim (St13 – w 2013 r.) opróbowaniu

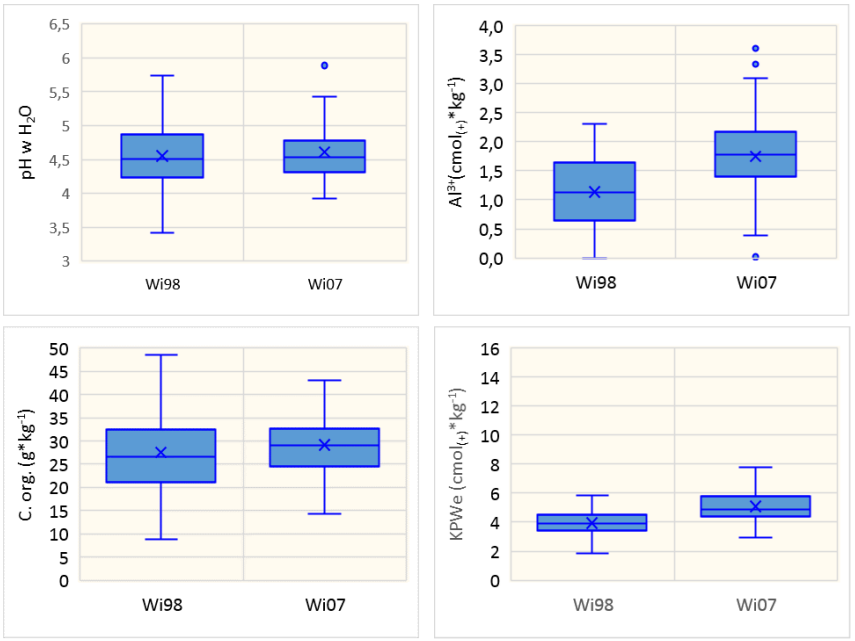
2. Na powierzchni testowej Puszcza Borecka po siedmiu latach (1998-2015) stwierdzono statystycznie istotny wzrost zawartości C organicznego i pH, natomiast zmniejszeniu uległa wielkość KPW_e, co związane jest

prawdopodobnie z wycinką drzew przed drugim opróbowaniem i dopływem do gleby świeżej materii organicznej (*Ryc. 4.1.13*).

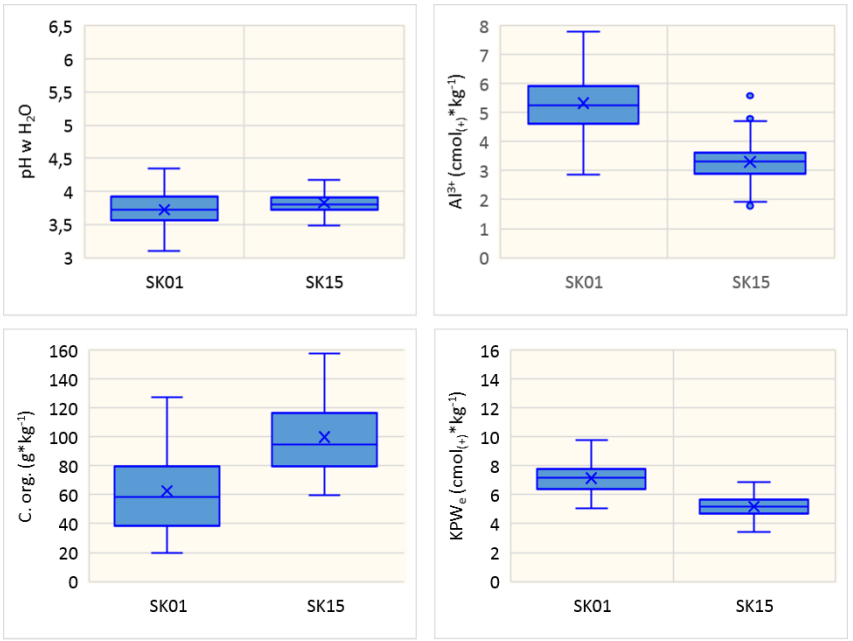


Ryc. 4.1.13. Miary tendencji centralnej (mediana ▬, średnia X) oraz zmienności wybranych właściwości w poziomie A gleb powierzchni testowej Stacji Bazowej Puszcza Borecka po pierwszym (PB95 – w 1995 r.) i drugim opróbowaniu (PB05 - w 2005 r.)

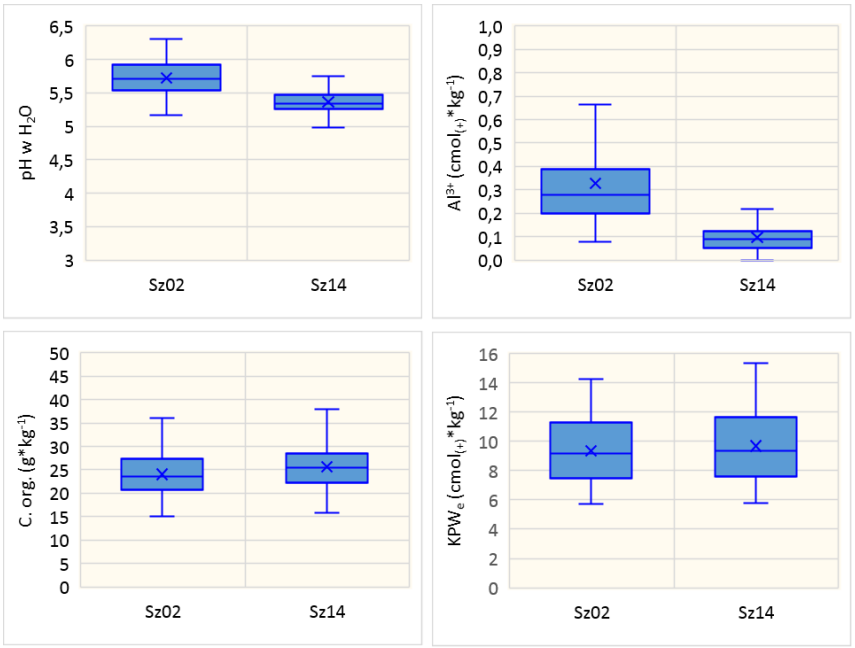
3. W glebach powierzchni testowej Wigry, po ośmiu latach (1999-2008), nastąpił znaczny wzrost zawartości C organicznego i zwiększyła się istotnie wielkość KPW_e oraz zawartość glinu wymiennego (*Ryc. 4.1.14*).
4. Na powierzchni testowej Święty Krzyż stwierdzono istotny statystycznie wzrost zawartości w glebach C organicznego i pH, natomiast zmniejszeniu uległa wielkość KPW_e; jest to związane z dopływem materii organicznej w postaci powalonych, obumarłych drzew i bujnie rozwiniętego runa. Ze względu na to, że nie nastąpiła humifikacja szczątków roślinnych, dlatego nie obserwuje się wzrostu KPW_e (*Ryc. 4.1.15*).
5. W glebach powierzchni testowej Szymbark w ciągu 13 lat nastąpił istotny statystycznie wzrost zawartości C organicznego i stężenia jonów wodorowych w roztworze glebowym - spadek pH gleby (*Ryc. 4.1.16*). Ponadto stwierdzono wzrost zawartości kationów zasadowych (Ca, Mg, K, Na) i tym samym nastąpił wzrost wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (Vs).



Ryc. 4.1.14. Miary tendencji centralnej (mediana, średnia) oraz zmienności wybranych właściwości w poziomie A gleb powierzchni testowej Stacji Bazowej Wigry po pierwszym (Wi98 – w 1998 r.) i drugim (Wi07 – w 2007 r.) opróbowaniu



Ryc. 4.1.15. Miary tendencji centralnej (mediana, średnia) oraz zmienności wybranych właściwości w poziomie A gleb powierzchni testowej Stacji Bazowej Św. Krzyż po pierwszym (SK01 – w 2001 r.) i drugim (SK15 – w 2015 r.) opróbowaniu



Ryc. 4.1.16. Miary tendencji centralnej (mediana, średnia) oraz zmienności wybranych właściwości w poziomie A gleb powierzchni testowej Stacji Bazowej Szymbark po pierwszym (Sz02 – w 2002 r.) i drugim (Sz14 – w 2014 r.) opróbowaniu

PODSUMOWANIE

W latach 1996-2015 wytypowano i opróbowano 9 stacjonarnych powierzchni badawczych ZMŚP do śledzenia zmian średniookresowych zachodzących w środowisku glebowym na skutek procesów naturalnych i antropogenicznych. W tym czasie 5 powierzchni zostało opróbowane dwukrotnie, a jedynie powierzchnia Storkowo – trzykrotnie. Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej stwierdzono, że jedynie odczyn pH wykazuje małą zmienność wyników obserwacji (Vz<10), natomiast w przypadku pozostałych właściwości chemicznych i fizykochemicznych obserwuje się dużą zmienność, która jest determinowana między innymi zróżnicowaniem materiałów macierzystych gleb i sposobem ich użytkowania (rolnicze, porolne, leśne) i innymi. Jednak duża zmienność właściwości glebowych na powierzchniach testowych nie jest zjawiskiem nadzwyczajnym, a jedynie informującym, że oznaczenie właściwości w kilku próbach może dostarczyć nam niepewnych informacji o procesach zachodzących w analizowanych glebach. Stąd też uzasadnionym jest pobieranie dużej liczby prób do oceny śledzenia zmian we właściwościach glebowych na powierzchniach testowych.

Prowadząc badania monitoringowe należy mieć świadomość, że na skutek opróbowania pewna objętość gleby została z niej usunięta, a powtórzenie tych

samych badań na tej samej glebie odbywa się już na innych próbkach, które zostały pobrane w innym miejscu - obok, co stwarza pewne problemy interpretacyjne. Poważnym utrudnieniem w interpretacji uzyskanych wyników badań nad zmianami w czasie zachodzącymi w środowisku glebowych jest to, że powierzchnie testowe są opróbowywane w różnych interwałach czasowych. Ponadto wiele powierzchni nie jest prawidłowo użytkowana, bowiem obserwuje się na nich silną antropopresję (np. w Stacjach Bazowych: Kampinos i Szymbark).

Przeprowadzone powtórnie badania na powierzchniach testowych: Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry, Szymbark, Święty Krzyż wykazały, że nastąpiły statystycznie istotne zmiany we właściwościach chemicznych i fizykochemicznych gleb, a w szczególności dotyczą one: zawartości węgla organicznego, odczynu i składu kationów wymiennych w kompleksie sorpcyjnym. Trudno jest aktualnie określić, czy są to tendencje trwałe i związana z naturalnym stanem rozwoju określonego ekosystemu, czy też z „chwilową" antropopresją. Wydaje się jednak, że o ile wzrost zawartości węgla organicznego na powierzchniach testowych Storkowo, Puszcza Borecka i Święty Krzyż należy odnosić do dopływu świeżej masy organicznej, o tyle na powierzchni testowej Wigry jest to dobrze zhumifikowana materia organiczna, o czym może świadczyć wielkość kationowej pojemności wymiennej. Jednak szybkość przyrostu rezerw materii organicznej w danej glebie będzie proporcjonalna do tempa jej rozkładu. Wprawdzie okresowo mogą być zwiększone zapasy materii organicznej w glebie, ale po pewnym czasie wracają one do stanu równowagi w danych warunkach mikroklimatu (Marcinek, Komisarek 2004). Dlatego też na powierzchniach testowych Storkowo czy Kampinos, na skutek zmiany ich użytkowania, można spodziewać się względnie trwałego wzrostu rezerw materii organicznej i związanego z tym zróżnicowania właściwości chemicznych gleb. Natomiast na powierzchniach testowych: Puszcza Borecka oraz Święty Krzyż jest to raczej wzrost związany z okresowym dopływem masy organicznej w postaci gałęzi i powalonych obumarłych drzew.

Wyniki niniejszej syntezy wskazują, że przyjęta w badaniach metodyka daje podstawy do określenia zmian w czasie analizowanych właściwości gleb na powierzchniach testowych Stacji Bazowych ZMŚP. Jednak do pełnej oceny zmian zachodzących w glebach, w przyszłości badania te powinny być rozszerzone o analizy wyjaśniające przyczyny zachodzących zmian, np. związanych z obiegiem wody, czy udziałem roślinności w kształtowaniu podstawowych właściwości gleb w obrębie powierzchni testowych.

LITERATURA

Global change. Reducing uncertainties, 1992. International Geosphere-Biosphere Programme, Stockholm

Guidelines for soil description, 1990. FAO-ISRIC, Rome.

Guidelines for soil description. Fourth edition, 2006. FAO-ISRIC, Rome.

Komisarek J., 2000. Kształtowanie się właściwości gleb płowych I czarnych ziem w katenie falistej moreny dennej Pojezierza Poznańskiego. Rozpr. Nauk AR Poznań. Z. 307: 1-143.

Komisarek J., Marcinek J., 2005. Problemy śledzenia zmian właściwości glebowych w czasie na powierzchniach testowych zintegrowanego monitoringu środowiska przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Poznań 2005: 67-72.

Komisarek J., Marcinek J., Spychalski M., 1991. Pojemność Wymienna kationów strefy nienasyconej gleb Wielkopolski i czas migracji przez nią składników rozpuszczalnych w wodzie. Zesz. Nauk. Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica, Kraków 1367, z. 31: 139-150.

Kostrzewski A. (red.), 2006. Stan, Przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994 – 2004 na podstawie ZMŚP., Bibl. Monitoringu Środowiska. Warszawa, 1-294.

Marcinek J., 1995. Badania gleboznawcze w programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: A. Kostrzewski, M. Mazurek, A. Stach (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, Warszawa: 197-211.

Marcinek J., Komisarek J., Kaźmierowski C., 1997. Migracja soli rozpuszczalnych w strefie nienasyconej gleb płowych Równiny Kościańskiej. Rocz. AR Pozn. CCXCIV, Melior. Inż. Środ. 19, cz.1: 79-92.

Marcinek J., Komisarek J., 1998. Badania gleboznawcze nad zróżnicowaniem pokrywy glebowej w obrębie powierzchni testowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Storkowie. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, Warszawa.

Marcinek J., Komisarek J., 2002. Metodyczne problemy stacjonarnych badań gleboznawczych nad zmianami w czasie i przestrzeni chemicznych i fizykochemicznych właściwości gleb. Rocz. AR Pozn. CCCXLII, Melior. Inż. Środ. 23: 299-310.

Marcinek J., Komisarek., 2004. Antropogeniczne przekształcenia gleb Pojezierza Poznańskiego na skutek intensywnego użytkowania Rolniczego. Wyd. AR Pozn.: 1-126.

Marcinek J., Komisarek J., 2005. Antropogeniczne |Przekształcenia gleb Pojezierza Wielkopolskiego. W: A. Kostrzewski, R. Kolander (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – funkcjonowanie geoekosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań: 485-494.

Wilding L.P., Bouma J., Goss N.D., 1994. Impact of spatial variability on interpretive modeling. Quantitative modelling of soil forming processes: 61-75

Soil map of the world – revised legend with corrections, 1994. FAO-UNESCO, Rome. Reprint of World Soil Resources Rep. 60.

Marcinek J., Komisarek J. (red.), 2011. Systematyka gleb Polski, wyd. 5. Rocz. Glebozn. 42, 3: 1-193.

Yaalon D.H., 1996. Soil Science in transition. Soil awarnes and soil care research strategies. Soil Sci. 161: 3-8.

ZMIANY ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA STACJI BAZOWYCH ZMŚP W LATACH 2001-2014 NA PODSTAWIE OCENY ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH I SIARKI W POROSTACH

Katarzyna Sawicka-Kapusta, Marta Zakrzewska, Paweł Dudzik

Instytut Nauk o Środowisku, Uniwersytet Jagielloński

WSTĘP

BIOINDYKACJA JAKO METODA OCENY JAKOŚCI I DEGRADACJI ŚRODOWISKA

Bioindykacja czyli monitoring biologiczny to metoda wykorzystująca organizmy żywe do oceny stanu środowiska przyrodniczego. Organizmami wskaźnikowymi – bioindykatorami – mogą być grzyby, porosty, rośliny niższe i naczyniowe, a także organizmy zwierzęce zarówno bezkręgowce jak i kręgowce. Biomonitoring był znany i stosowany na świecie od bardzo dawna. W pierwszej połowie XX wieku był używany na szeroką skalę w Europie Zachodniej (Anglia, Szwecja, Finlandia, Dania, Niemcy), Stanach Zjednoczonych, Kanadzie czy Nowej Zelandii. Znacznie później stosowano tę metodę w krajach Europy wschodniej. Początkowo, przede wszystkim do oceny degradacji i zanieczyszczenia środowiska, później do oceny jego jakości i kondycji (Rühling, Tyler 1970; Nieboer i in. 1972, Seaword 1974; Martin, Coughtrey 1982; Burton 1986; Zimny 2006). Metoda ta jest również aktualnie potrzebna do rejestrowania zmian i zapewnienia stałego rozwoju zasobów żywych. Służy do monitorowania jakości wody, powietrza i gleby. Daje podstawy do praktycznej ochrony środowiska. W pierwszej połowie ubiegłego stulecia biomonitoring był używany przede wszystkim do oceny skażenia środowiska, głównie przez przemysł i komunikację (LeBlanc, De Sloover 1970; Nieboer i in. 1972; Seaword 1974; Pilegaard 1979). Początkowe badania dotyczyły oceny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki i metalami ciężkimi i w związku z tym powszechnie stosowanymi bioindykatorami były mchy i porosty (Rühling, Tyler 1970; Folkeson 1979; Pilegaard 1979; De Wit 1983; Puckett 1988). Mogą one spełniać rolę bioindykatorów również w przypadku innych zanieczyszczeń takich jak pierwiastki radioaktywne, czy związki organiczne w tym wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (Thomas 1984; Wegener i in. 1992; Migaszewski i in. 2002; Augusto i in. 2010).

POROSTY – BIOINDYKATORY ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA

Porosty stanowią specyficzną grupę organizmów, która powstała w wyniku wytworzenia się trwałej symbiozy pomiędzy samożywnym glonem

i cudzożywnym grzybem. Podobnie jak mchy są one bardzo dobrymi biowskaźnikami zanieczyszczenia powietrza, ponieważ substancje potrzebne do życia pobierają wprost z opadów atmosferycznych. Spełniają również drugi warunek dobrego bioindykatora – mają szeroki zasięg geograficzny, co umożliwia stosowanie ich w skali lokalnej, regionalnej jak i kontynentalnej (Burton 1986, Nash 2008, Jeran i in. 2007). Porosty są bardziej uniwersalnymi biowskaźnikami niż mchy ponieważ są równocześnie akumulatorami i indykatorami. Akumulują w swoim organizmie substancje chemiczne a jednocześnie poprzez uszkodzenia plechy wskazują na ich obecność w powietrzu. Stosując je w biomonitoringu wykorzystuje się zarówno metodę zbioru porostów *in situ* jak i metodę transplantacji na obszary w których naturalnie nie występują ze względu na wysokie stężenia zanieczyszczeń gazowych lub niekorzystne warunki środowiskowe (Pilegaard 1979; Burton 1986; Conti, Cecchetti 2001; Kranner i in. 2002; Bergamaschi i in. 2007; Kularatne, de Freitas 2013). Pomimo tego, że monitoring z zastosowaniem porostów wprowadzono ponad 50 lat temu jest on nadal powszechnie stosowany na świecie nie tylko do oceny zanieczyszczenia powietrza terenów przemysłowych i miejskich, ale także obszarów rolniczych, leśnych i chronionych (Rusu i in. 2006, Jeran i in. 2007, Sorbo i in. 2008, Bajpai i in. 2010, Lodenius i in. 2010, Olowoyo i in. 2011, Sawicka-Kapusta i in. 2014).

CHARAKTERYSTYKA POROSTU *HYPOGYMNIA PHYSODES*

Pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. to epifityczny porost listkowaty z rodziny *Parmeliaceae* (tarczownicowate) i rodzaju *Hypogymnia* (pustułka) powszechnie występujący w Polsce, w prawie całej Europie z wyjątkiem obszaru śródziemnomorskiego a także w Ameryce Północnej, w związku z tym jest najczęściej stosowana w ocenie zanieczyszczenia powietrza (Fałtynowicz 2014). Charakteryzuje się heteromeryczną plechą o rozetkowatym lub nieregularnym kształcie, średnicy 3-5 cm, zieloną lub szaro-zielonawą luźno przylegającą do podłoża. Kora od strony spodniej jest czarna. Jest najpospolitszym porostem listkowatym w Polsce, występującym głównie na korze drzew, ale także na drewnie, rzadko na glebie i podłożu skalnym (Kremer, Muhle 1998; Lipnicki 2003).

METODY OCENY KONCENTRACJI METALI CIĘŻKICH I SIARKI W POROSTACH ZEBRANYCH W STACJACH BAZOWYCH.

METODY TERENOWE

W 2001 roku na terenie sześciu Stacji Bazowych (Puszcza Borecka, Wigry, Storkowo, Kampinos, Św. Krzyż, Szymbark), w 2009 roku w Stacji Bazowej Wolin a w 2011 roku w Stacji Bazowej Roztocze wybrano stałe stanowiska zbioru porostów. Próbę z poszczególnego stanowiska stanowiły plechy porostów

pobierane z kilku sąsiadujących drzew na wysokości 1,5-2 m nad poziomem gruntu. *Hypogymnia physodes,* wstępująca w naturalnym środowisku była zbierana w tych punktach w cyklu dwuletnim od 2001 do 2013 roku (Sawicka-Kapusta i in. 2007, 2014). Dodatkowo zebrano próby porostów w 2012 i 2014 roku. Plechy porostów ze środowiska naturalnego zbierano w lipcu. Sumaryczna liczba prób w zależności od roku różniła się i wynosiła od 49 w roku 2001 do 81 w roku 2014. Tylko na trzech Stacjach Bazowych (Wigry, Kampinos i Roztocze) ilość zebranych prób była przez cały okres badań taka sama, odpowiednio 12, 10 i 15. Na terenie pozostałych Stacji liczba prób była zróżnicowana. W Wolinie wahała się od 2 w 2014 roku do 10 w 2011 roku, w Puszczy Boreckiej od 6 w 2001 roku do 16 w 2011 roku, w Storkowie od 18 w 2001 roku do 11 w 2014 roku, na Św. Krzyżu od 1 w 2012 roku do 7 w 2014 roku, a w Szymbarku od 4 w 2001 roku do 8 w 2014 roku.

Na terenie Stacji Bazowej Koniczynka (gdzie *Hypogymnia physodes* naturalnie nie występuje), oraz w Stacjach Św. Krzyż i Szymbark, plechy porostu przywiezione z terenu czystego – Borów Tucholskich, transplantowano dwukrotnie w ciągu roku: w sezonie zimowym (od połowy X do połowy IV) i letnim (od połowy IV do połowy X). W sumie wykonano sześć transplantacji zimowych (2002/2003, 2004/2005, 2006/2007, 2008/2009, 2010/2011, 2012/2013) oraz sześć letnich (2003, 2005, 2007, 2009, 2011, 2013). Na terenie Stacji Koniczynka porosty transplantowano w 10 punktach, w Stacji Święty Krzyż w 17 a w Stacji Szymbark w 18 punktach (Sawicka-Kapusta i in. 2007, 2008). Transplantacja porostów pozwoliła na ocenę i porównanie zanieczyszczenia powietrza badanych stacji w okresie zimowym i letnim.

METODY CHEMICZNE

Ocenę zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowych wykonano na podstawie koncentracji metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, Cr, Ni) i siarki w plechach porostów zebranych z terenu zlewni. W przypadku porostów transplantowanych, ocenę zanieczyszczenia Stacji Bazowych oparto na podstawie akumulacji metali ciężkich i siarki w ich plechach po 6-cio miesięcznej ekspozycji. Wartość akumulacji otrzymano odejmując – od koncentracji danego pierwiastka w porostach transplantowanych – stężenie tego pierwiastka w porostach z Borów Tucholskich.

Metale ciężkie, po wcześniejszej mineralizacji prób porostów w mieszaninie spektralnie czystych stężonych kwasów HNO_3 + $HClO_4$ w stosunku 4:1 (Pilegaard 1979), analizowano metodą spektroskopii absorpcyjnej (AAS). Kadm, ołów, miedź, nikiel i chrom oznaczano metodą bezpłomieniową w spektrofotometrze PerkinElmer AAnalyst 800 z kuwetą grafitową, a cynk i żelazo w spektrofotometrze PerkinElmer AAnalyst 200 w płomieniu gazowym acetylen-powietrze. Metale oznaczano przy następujących długościach fali:

Cd - 228,8 nm, Pb – 283,3 nm, Cu – 324,7 nm, Cr – 357,9 nm, Ni – 232 nm, Zn - 213,9 nm i Fe – 248,3 nm. Analizowano również materiał referencyjny CRM 482. Odzysk wynosił od 98,8 do 102,8%.

Siarkę ogólną oznaczono metodą turbidymetryczną Buttersa-Chenry'ego (Białońska, Dayan 2005). Wyniki koncentracji zarówno metali ciężkich jak i siarki w plechach porostów podano w $\mu g \cdot g^{-1}$ suchej masy.

OPRACOWANIE STATYSTYCZNE

Dla sprawdzenia czy istnieją statystyczne różnice w koncentracji metali ciężkich i siarki w porostach na poszczególnych Stacjach Bazowych pomiędzy latami lub sezonami zastosowano jednoczynnikową analizę wariancji i test *a posteriori* Tukey'a (Łomnicki 2010).

WYNIKI

ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA STACJI BAZOWYCH METALAMI CIĘŻKIMI I SO_2 NA PODSTAWIE POROSTÓW NATURALNYCH

Stacja Bazowa Wolin

Średnie stężenie kadmu w plechach *Hypogymnia physodes* wahało się od 0,17 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku do 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. W 2009 roku wartość ta wynosiła 0,40 $\mu g \cdot g^{-1}$.Zawartość ołowiu w porównaniu do kadmu była zdecydowanie wyższa i bardziej zróżnicowana pomiędzy latami. Najniższą wartość 5,03 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2013 roku a najwyższą 9,90 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. Ilość ołowiu w plechach porostów zmniejszyła się z 8,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 5,26 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. Analiza statystyczna nie wykazała różnic pomiędzy poziomem kadmu i ołowiu w plechach pomiędzy badanymi latami, co świadczy o utrzymującym się zanieczyszczeniu powietrza tymi metalami. Koncentracja miedzi w plechach była najwyższa w 2009 roku i wynosiła 6,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ a najniższa 3,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. Podobnie bardzo niską wartość tego pierwiastka 3,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono w 2011 roku. Wartości najniższe nie różniły się między sobą, natomiast były istotnie niższe od pozostałych. W Stacji Wolin wykazano zmniejszenie się zanieczyszczenia powietrza miedzią. Najwyższe średnie stężenie cynku (64 i 63 $\mu g \cdot g^{-1}$) odnotowano w plechach porostu w latach 2013 i 2014, a najniższe 45 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku. Najwyższe stężenie żelaza (501 $\mu g \cdot g^{-1}$) w porostach stwierdzono w 2014 roku, nieco niższe w 2011 i 2012 roku. Najniższą koncentrację żelaza 367 $\mu g \cdot g^{-1}$zarejestrowano w 2009 roku i bardzo podobną (380 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2013 roku. Analiza statystyczna potwierdza niewielkie zanieczyszczenie powietrza cynkiem i żelazem utrzymujące się w ciągu całego okresu badań. W przypadku niklu najwyższą jego koncentrację w plechach porostów wynoszącą 2,54 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2009 roku, w kolejnych latach ilość tego metalu obniżyła się, a w 2014 ponownie wzrosła osiągając 1,72 $\mu g \cdot g^{-1}$. Najniższą ilość niklu (0,84 $\mu g \cdot g^{-1}$) w porostach zebranych w Stacji wykazano

w 2012 roku. Najwyższą koncentrację chromu 1,51 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono w 2011 a najniższą 0,66 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. Brak statystycznych różnic pomiędzy poszczególnymi wartościami potwierdza podobne zanieczyszczenie powietrza stacji zarówno niklem jak i chromem. Najwyższe stężenie siarki (2477 $\mu g \cdot g^{-1}$) w plechach *Hypogymnia physodes* stwierdzono w 2009 roku, nieco niższe w 2011 i 2012 roku. Wartości te nie różniły się statystycznie pomiędzy sobą, były natomiast istotnie wyższe od wykazanych w 2013 i 2014 roku, odpowiednio 1069 i 997 $\mu g \cdot g^{-1}$. Otrzymane wyniki wyraźnie wskazują na zmniejszenie się zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki Stacji Wolin.

Stacja Bazowa Storkowo

Zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowej Storkowo kadmem było najniższe spośród wszystkich Stacji. Najwyższe stężenie tego metalu w plechach porostów 0,76 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2003 roku a najniższe 0,25 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku. W pozostałych latach wahało się od 0,31 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku do 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. Brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy poszczególnymi latami świadczy o takim samym, niewielkim, zanieczyszczeniu powietrza stacji kadmem (*Ryc. 4.2.1*). Koncentracja ołowiu w plechach *Hypogymnia physodes* była najniższa w 2011 roku i wynosiła 2,61 $\mu g \cdot g^{-1}$. Wartość ta różniła się istotnie statystycznie od wszystkich innych. Najwyższą ilość ołowiu 15,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano, podobnie jak kadmu, w 2003 roku. Poziom tego metalu w pozostałych latach mieścił się w przedziale od 5,84 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2007 do 9,78 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku. Wyniki analizy statystycznej wykazały istotne zmniejszenie się zanieczyszczenia powietrza tym metalem (*Ryc. 4.2.2*). Istotnie wyższą od pozostałych koncentrację miedzi w porostach (7,1 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano w 2009 roku. Najniższe stężenia zarejestrowano w 2011 i 2007 roku, odpowiednio 3,2 i 3,8 $\mu g \cdot g^{-1}$. Wartości te nie różniły się od siebie, natomiast były istotnie niższe od wszystkich innych wykazanych w Stacji. Zanieczyszczenie powietrza miedzią utrzymywało się na tym samym poziomie, co potwierdza brak istotnych statycznie różnic pomiędzy latami 2001 i 2014 (*Ryc. 4.2.3*). Najwyższą koncentracją cynku, istotnie wyższą od wszystkich innych (134 $\mu g \cdot g^{-1}$) charakteryzował się rok 2003 a najniższą (50 $\mu g \cdot g^{-1}$) rok 2011. Zanieczyszczenie powietrza cynkiem w pozostałych latach było podobne a koncentracje mieściły się w zakresie od 62 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku do 85 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku (*Ryc. 4.2.4*). Poziom żelaza w plechach porostów obniżył się statystycznie w ciągu czternastu lat. Najwyższą wartość (751 $\mu g \cdot g^{-1}$) zarejestrowano w 2003 roku, a najniższą (242 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2014 roku (*Ryc. 4.2.5*). Przez cały okres badań zanieczyszczenie powietrza niklem utrzymywało się na tym samym poziomie. Najniższą koncentrację 0,45 $\mu g \cdot g^{-1}$ w plechach stwierdzono w 2011 roku, a najwyższą 2,81 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007. Wartości te różniły się między sobą i jednocześnie od wykazanych w pozostałych latach (*Ryc. 4.2.6*). W 2005 roku w Storkowie wykazano bardzo wysokie stężenie chromu w porostach wynoszące 2,60 $\mu g \cdot g^{-1}$. W następnych okresach poziom tego

metalu istotnie zmniejszał się do wartości 0,73 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku i 0,25 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku. Zanieczyszczenie powietrza chromem istotnie obniżyło się, co zostało potwierdzone statystycznie (*Ryc. 4.2.7*). Najwyższą koncentrację siarki w plechach porostów 1632 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w roku 2007 a najniższą 1061 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. Tylko te dwie wartości różniły się statystycznie między sobą. Zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowej Storkowo dwutlenkiem siarki utrzymywało się na podobnym poziomie w ciągu czternastu lat badań (*Ryc. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Puszcza Borecka

Poziom kadmu w porostach zebranych na terenie stacji w pierwszym roku badań (2001) wynosił 0,75 $\mu g \cdot g^{-1}$. W kolejnych latach jego ilość w plechach wzrastała, osiągając najwyższą wartość 1,21 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku. W 2011 i 2014 roku koncentracja tego metalu zmniejszyła się do najniższego poziomu (0,43 $\mu g \cdot g^{-1}$). Statystycznie istotne różnice wykazano pomiędzy najniższymi i najwyższymi stężeniami. Na terenie Stacji stwierdzono utrzymujące się zanieczyszczenia powietrza kadmem (*Ryc. 4.2.1*). Najwyższą koncentrację ołowiu w plechach *H. physodes* 17,93 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2001 roku. W kolejnych latach ilość tego metalu zmniejszała się wykazując jednak pewne fluktuacje. W roku 2003 i 2005 wynosiła 12,30 $\mu g \cdot g^{-1}$ a w 2007 wzrosła do 14,52 $\mu g \cdot g^{-1}$. W następnych okresach ilość ołowiu obniżyła się do poziomu 6,57 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku i 6,33 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. Najniższe stężenie ołowiu 5,04 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono w 2011 roku. Wyniki analizy statystycznej wykazały zmniejszenie się zanieczyszczenia powietrza ołowiem Stacji Bazowej Puszcza Borecka (*Ryc. 4.2.2*). Najniższe koncentracje miedzi (ok. 3,6 $\mu g \cdot g^{-1}$) stwierdzono w roku 2013 i 2011 a najwyższe (ok. 5,5 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2014 i 2009. Różniły się one istotnie statystycznie pomiędzy sobą. Na terenie Stacji wykazano niewielki wzrost zanieczyszczenia miedzią (*Ryc. 4.2.3*). Nie wykazano natomiast istotnych statystycznych różnic w zanieczyszczeniu powietrza cynkiem. Najniższe stężenie 46 $\mu g \cdot g^{-1}$ zarejestrowano w 2005 roku, a najwyższe 75 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku (*Ryc. 4.2.4*). Najwyższą koncentrację żelaza (631 $\mu g \cdot g^{-1}$), istotnie wyższą od pozostałych, stwierdzono w plechach porostów w 2003 roku. W następnych latach ilość żelaza istotnie zmniejszała się, aby osiągnąć najniższą wartość (224 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2014 roku, świadczy to o zmniejszeniu się zanieczyszczenia powietrza żelazem Stacji Bazowej Puszcza Borecka (*Ryc. 4.2.5*). Najwyższą, istotnie różną od wszystkich pozostałych, koncentrację niklu w porostach (3,13 $\mu g \cdot g^{-1}$) zarejestrowano w 2007 roku. W pozostałych latach poziom niklu był nieco niższy i wahał się od 0,84 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku do 1,44 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. Najniższe stężenie tego metalu w plechach (0,46 $\mu g \cdot g^{-1}$) stwierdzono w 2011 roku. Zanieczyszczenie powietrza niklem na terenie Puszczy Boreckiej utrzymywało się na tym samym poziomie (*Ryc. 4.2.6*). Bardzo wysokie koncentracje, świadczące o zanieczyszczeniu powietrza chromem, wykazano

w 2005 i 2007 roku (odpowiednio 1,90 i 1,82 $\mu g \cdot g^{-1}$). Wartości te różniły się istotnie statystycznie od wszystkich pozostałych. W kolejnych latach zaobserwowano sukcesywne zmniejszanie się zanieczyszczenia powietrza stacji tym metalem (*Ryc. 4.2.7*). Zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowej Puszcza Borecka dwutlenkiem siarki utrzymywało się na podobnym poziomie w ciągu czternastoletniego okresu badań. Najwyższe koncentracje siarki w plechach wykazano w 2011 (1426 $\mu g \cdot g^{-1}$) i 2007 roku (1294 $\mu g \cdot g^{-1}$), a najniższe w 2009 (834 $\mu g \cdot g^{-1}$) i 2013 roku (822 $\mu g \cdot g^{-1}$). Różnice istotne statystycznie wykazano tylko pomiędzy wartością najwyższą i dwoma najniższymi (*Ryc. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Wigry

Koncentracja kadmu w porostach zebranych na terenie Stacji Bazowej Wigry była jedną z niższych w porównaniu do pozostałych stacji i wahała się od 0,39 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 0,81 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku. Statystycznie istotne różnice wykazano tylko pomiędzy tymi dwoma wartościami, co oznacza, że niewielkie zanieczyszczenie powietrza kadmem na tej Stacji utrzymywało się przez cały okres badań (*Ryc. 4.2.1*). Zanieczyszczenie ołowiem było znacznie wyższe w porównaniu do zanieczyszczenia kadmem, ale w ciągu czternastu lat istotnie obniżyło się. Najwyższą koncentrację tego metalu 13,40 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono w 2003 roku a najniższą 3,04 $\mu g \cdot g^{-1}$w roku 2014. Od 2005 roku wykazano istotną statystycznie poprawę jakości powietrza (*Ryc. 4.2.2*). Poziom miedzi w plechach *Hypogymnia physodes* wahał się w zakresie od 5,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku do 3,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. Najwyższą koncentrację miedzi 6,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2009 roku, w kolejnych latach ilość tego pierwiastka w porostach istotnie się zmniejszyła (*Ryc. 4.2.3*). Niewielkie zanieczyszczenie powietrza cynkiem utrzymywało się przez cały okres badań na stałym poziomie. Najwyższe stężenie tego pierwiastka (85 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano w 2003 i 2012 roku, a najniższe (70 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2001 i 2013 roku. Nie wykazano statystycznie istotnych różnic w koncentracji cynku pomiędzy latami (*Ryc. 4.2.4*). Poziom żelaza w plechach porostów był najwyższy na początku badań ok. 570 $\mu g \cdot g^{-1}$ a najniższy w dwóch ostatnich latach, odpowiednio 171 $\mu g \cdot g^{-1}$ i 204 $\mu g \cdot g^{-1}$. Statystycznie istotne różnice potwierdzają zmniejszenie zanieczyszczenia powietrza Stacji Wigry żelazem (*Ryc. 4.2.5*). Koncentracja niklu była stosunkowa wysoka i nie uległa zmniejszeniu, co potwierdza analiza statystyczna. Najwyższe stężenia niklu zarejestrowano w 2007 i 2014 roku, odpowiednio 2,03 $\mu g \cdot g^{-1}$ i 1,87 $\mu g \cdot g^{-1}$, a najniższe 0,33 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku (*Ryc. 4.2.6*). Najwyższe stężenie chromu 2,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2005 roku. Zanieczyszczenie powietrza stacji chromem obniżyło się istotnie osiągając najniższe wartości w 2013 i 2014 roku (*Ryc. 4.2.7*). Największe koncentracje siarki w plechach porostów wykazano w pierwszych czterech latach badań od 1380 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku do 1485 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku. Od 2009 roku koncentracje siarki były nieco niższe, z najniższymi stwierdzonymi w 2013 i 2014 roku, odpowiednio 806 i 879 $\mu g \cdot g^{-1}$. Analiza

statystyczna potwierdziła obniżenie zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowej Wigry dwutlenkiem siarki (*Ryc. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Kampinos

Najwyższą średnią koncentrację kadmu 0,84 $\mu g \cdot g^{-1}$ w plechach *Hypogymnia physodes* stwierdzono w 2009 roku a najniższą 0,42 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. W pozostałych latach poziom tego metalu wahał się od 0,50 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku do 0,81 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. Brak różnic istotnych statystycznie pomiędzy poszczególnymi wartościami świadczy o takim samym zanieczyszczeniu powietrza kadmem Stacji Kampinos w latach 2001-2014 (*Ryc. 4.2.1*). Wysokie poziomy ołowiu w porostach wykazano w początkowym okresie badań (2001-2007) z najwyższym w 2005 roku (17,39 $\mu g \cdot g^{-1}$). W kolejnych latach obserwowano istotne zmniejszanie koncentracji tego metalu z 11,26 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2007 do 5,40 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku, co wskazuje na poprawę jakości powietrza (*Ryc. 4.2.2*). Najniższą koncentrację miedzi 2,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ w plechach analizowanych porostów wykazano w 2011 roku. Różniła się ona statystycznie od wszystkich innych wartości. Pozostałe stężenia mieściły się w granicach od 4,4 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2013 do 6,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2005 roku. Zanieczyszczenie powietrza miedzią obniżyło się istotnie w badanym okresie (*Ryc. 4.2.3*). Poziom cynku w porostach wahał się od 69 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 122 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku. Nie wykazano istotnie statystycznych różnic w zanieczyszczeniu powietrza tym metalem pomiędzy latami (*Ryc. 4.2.4*). Koncentracja żelaza w plechach *H. physodes* zebranych w Stacji Kampinos była istotnie wyższa w początkowym okresie badań i mieściła się w zakresie od 680 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku do 971 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku (*Ryc. 4.2.5*). Istotnie niższe zawartości tego pierwiastka zanotowano po 2011 roku (spadek z 539 $\mu g \cdot g^{-1}$na 284 $\mu g \cdot g^{-1}$). Najwyższe ilości niklu zarejestrowano w 2005 i 2007 roku (2,14 i 2,08 $\mu g \cdot g^{-1}$), były one statystycznie istotnie wyższe od wartości stwierdzonej w 2011 roku – 1,06 $\mu g \cdot g^{-1}$ (*Ryc. 4.2.6*). Statystycznie najwyższe i różne od pozostałych zanieczyszczenie powietrza chromem wykazano w 2005 i 2007 roku, jego koncentracja w porostach wynosiła ponad3 $\mu g \cdot g^{-1}$. W 2009 roku stężenie chromu było o połowę niższe, a w trzech kolejnych latach (2011-2013) osiągnęło średnią wartość 0,50 $\mu g \cdot g^{-1}$. Wykazano statystycznie istotne obniżenie zanieczyszczenia powietrza chromem (*Ryc. 4.2.7*). Koncentracja siarki w plechach *Hypogymnia physodes* mieściła się w zakresie od 1026 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku do 1654 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007. Równie wysokie stężenie (1649 $\mu g \cdot g^{-1}$) stwierdzono w 2003 roku. W 2014 roku poziom siarki był podobny do wykazanego w 2013 roku i wynosił 1078 $\mu g \cdot g^{-1}$. Dwie najniższe wartości były istotnie statystycznie niższe tylko od dwóch najwyższych. Pozostałe koncentracje siarki nie różniły się między sobą. Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki Stacji Bazowej Kampinos nie zmieniło się w ciągu całego okresu badań (*Ryc. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Św. Krzyż

Poziom kadmu w porostach zebranych w Stacji Bazowej Św. Krzyż był stosunkowo wysoki. Duże wartości wykazano w 2003 i 2005 roku, odpowiednio 1,19 i 1,11 $\mu g \cdot g^{-1}$ a najwyższą 1,22 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. W pozostałych okresach badań stężenia wahały się od 0,67 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku do 0,88 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. Zanieczyszczenie powietrza kadmem utrzymywało się na tym samym poziomie, co zostało potwierdzone brakiem istotnych statystycznie różnic pomiędzy poszczególnymi wartościami (*Ryc. 4.2.1*). Najniższe stężenie ołowiu wynoszące 6,55 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2012 roku (była to jedna próba), w pozostałych latach średnie koncentracje mieściły się w zakresie od 13,40 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku do 27,54 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2005 roku. Wysokie stężenia tego metalu – 26,50 $\mu g \cdot g^{-1}$ i 25,73 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano również w 2003 i 2014 roku. Te trzy najwyższe wartości różniły się statystycznie tylko od wartości najniższej. Zanieczyszczenie powietrza ołowiem Stacji Bazowej Św. Krzyż było wysokie i nie zmieniło się w ciągu czternastu lat (*Ryc. 4.2.2*). Poziom miedzi w plechach *Hypogymnia physodes* wahał się od ok. 3 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 i 2012 roku do 7,6 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2014. Wprawdzie od roku 2007 obserwowano pewien spadek koncentracji miedzi w plechach, ale ponowny wzrost stężenia w roku 2014, nie różniący się statystycznie od wartości wykazanych w latach 2001-2005, wskazuje na utrzymujące się zanieczyszczenie powietrza stacji tym metalem (*Ryc. 4.2.3*). Koncentracja cynku w porostach była najwyższa spośród badanych Stacji Bazowych i mieściła się w zakresie od 107 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku do 162 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. Otrzymane w poszczególnych latach wartości nie różniły się istotnie statystycznie pomiędzy sobą, co potwierdza takie samo zanieczyszczenie powietrza cynkiem w Stacji Św. Krzyż (*Ryc. 4.2.4*). Najwyższe stężenie żelaza w porostach (1111 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano w 2003 roku a tylko nieco niższe (969 $\mu g \cdot g^{-1}$) w 2005 roku. Wartości te były statystycznie istotnie wyższe tylko od najniższych koncentracji stwierdzonych w 2012 i 2009 roku (odpowiednio 256 i 381 $\mu g \cdot g^{-1}$). Zanieczyszczenie powietrza żelazem utrzymywało się na tym samym poziomie (*Ryc. 4.2.5*). Poziom niklu w porostach mieścił się w zakresie od 0,67 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 i 2012 roku do 3,34 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku. W pozostałych latach stężenia mieściły się w granicach od 1,28 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku do 1,81 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku. Brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy koncentracjami stwierdzonymi w 2005 i 2014 roku potwierdza takie samo zanieczyszczenie powietrza niklem na przestrzeni dziesięciu lat (*Ryc. 4.2.6*). Najwyższe stężenie chromu 3,7 $\mu g \cdot g^{-1}$ w plechach stwierdzono w 2005 roku, a najniższe 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku. W Stacji Św. Krzyż, podobnie jak na większości Stacji Bazowych, zaobserwowano zmniejszenie się zanieczyszczenia powietrza chromem (*Ryc. 4.2.7*). Zawartość siarki w porostach utrzymywała się na podobnym poziomie w ciągu całego badanego okresu z wyjątkiem 2012 roku, w którym stężenie było najniższe i wynosiło 501 $\mu g \cdot g^{-1}$. Średnie koncentracje siarki w plechach wahały się od 1046 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 1865 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku.

Analiza statystyczna wykazała utrzymujące się zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki (*Ryc. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Roztocze

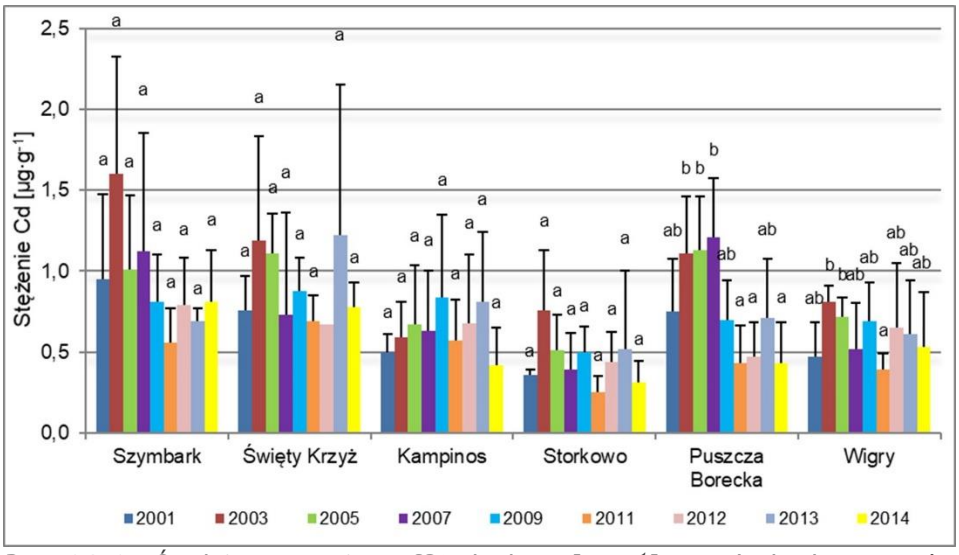
Po raz pierwszy porosty w Stacji Bazowej Roztocze zostały zebrane w 2011 roku i w związku z tym ocena zanieczyszczenia powietrza dotyczy tylko czteroletniego okresu. Koncentracja kadmu była bardzo wyrównana i wahała się od 0,60 $\mu g \cdot g^{-1}$ w latach 2011 i 2014 do 0,66 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2013. Nie wykazano pomiędzy nimi istotnych statystycznie różnic. Również w przypadku ołowiu zanieczyszczenie powietrza utrzymywało się na tym samym poziomie. Wprawdzie zawartość tego toksycznego metalu w plechach zmniejszyła się z 9,34 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2011 do 7,69 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku, ale nie zostało to potwierdzone statystycznie. Spośród pierwiastków fizjologicznych, poziomy miedzi i cynku wahały się nieznacznie w ciągu czterech lat badań. Miedź od 3,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 3,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku a cynk od 66 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku do 81 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku. Wyniki analizy statystycznej potwierdziły utrzymujące się na podobnym poziomie, niewielkie zanieczyszczenie powietrza tymi pierwiastkami w latach 2011-2014. Istotnie statystycznie zmniejszyło się natomiast zanieczyszczenie powietrza żelazem. Najwyższą koncentrację tego pierwiastka stwierdzono w roku 2011 – 511 $\mu g \cdot g^{-1}$ a najniższą w 2014 roku – 320 $\mu g \cdot g^{-1}$. Wykazano niewielki, ale istotny statystycznie, wzrost zanieczyszczenia powietrza niklem. Jego stężenie w porostach wzrosło z 0,73 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 1,07 $\mu g \cdot g^{-1}$ w roku 2014. Zanieczyszczenie powietrza chromem nie zmieniło się, pomimo niewielkiego spadku koncentracji tego metalu w plechach z 0,99 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 0,63 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 i 2014 roku. Spadek ten jednak nie został potwierdzony statystycznie. Poziom siarki w porostach *H. physodes* wahał się od 785 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku do 985 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku. Brak różnic istotnych statystycznie wskazuje na takie samo przez cały okres badań, niewielkie, zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w Stacji Bazowej Roztocze.

Stacja Bazowa Szymbark

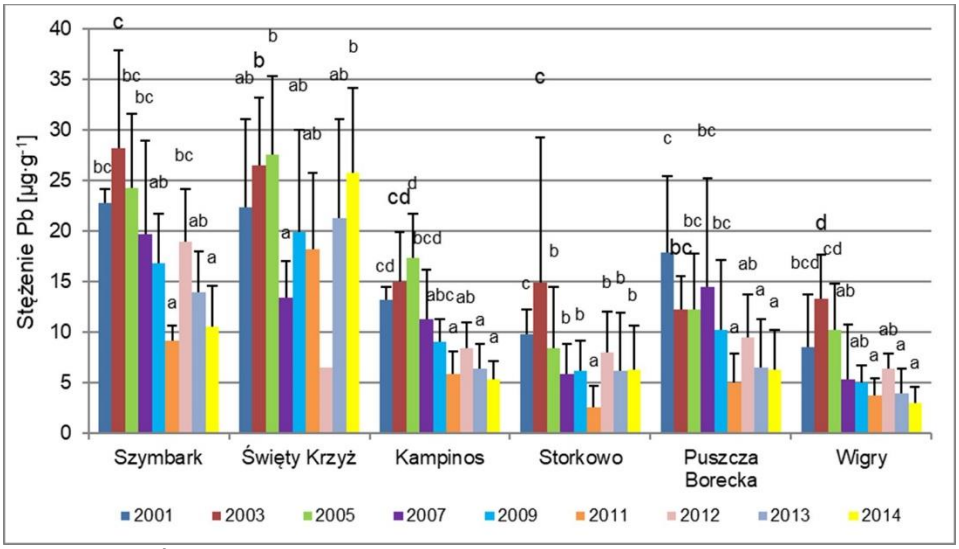
Wysunięta najbardziej na południe Polski Stacja Bazowa Szymbark charakteryzuje się największym zanieczyszczeniem powietrza w przypadku większości badanych pierwiastków w porównaniu do terenu kontrolnego– Borów Tucholskich. Najwyższą koncentrację kadmu 1,60 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2003 roku a najniższą 0,56 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku. W pozostałych latach poziom kadmu w porostach mieścił się w zakresie od 0,69 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 do 1,12 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 roku. Brak istotnych statystycznie różnic pomiędzy otrzymanymi wartościami wskazuje na takie samo zanieczyszczenie powietrza stacji kadmem (*Ryc. 4.2.1*). Koncentracje ołowiu w porostach wahały się od 9,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 28,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku. Cztery najwyższe wartości wykazane w latach

2001-2007 nie różniły się istotnie statystycznie między sobą, ale były istotnie wyższe od najniższych wartości. W porównaniu do początkowego okresu badań w Stacji Szymbark zmniejszyło się zanieczyszczenia powietrza ołowiem (*Ryc. 4.2.2*). Najniższą wartość miedzi 3,3 $\mu g \cdot g^{-1}$, istotnie różną od pozostałych, zarejestrowano w 2011 roku. W następnych latach koncentracja wahała się od 6,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ w latach 2012-2013 do 8,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku. Zanieczyszczenie powietrza miedzią utrzymywało się na tym samym poziomie przez cały okres badań (*Ryc. 4.2.3*). Koncentracja cynku w plechach *Hypogymnia physodes* wahała się od 62 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku do 178 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku. Pozostałe wartości mieściły się w zakresie od 75 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 do 105 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2001 roku. Analiza statystyczna potwierdziła brak zmian w zanieczyszczeniu powietrza cynkiem (*Ryc. 4.2.4*). Poziom żelaza w porostach zebranych w stacji był najwyższy spośród wszystkich Stacji Bazowych. Średnia koncentracja wahała się od 638 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 roku do 1926 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 roku. Wartość najwyższa różniła się istotnie od wszystkich innych. Nie wykazano istotnego statystycznie zmniejszenia się zanieczyszczenia powietrza żelazem w Stacji Bazowej Szymbark (*Ryc. 4.2.5*). Najwyższą koncentrację niklu 2,51 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono w 2007 roku, a najniższą 0,57 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku. W pozostałych latach zawartość tego metalu była stosunkowo wyrównana od 1,16 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2012 roku do 1,92 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. Statystycznie najniższe zanieczyszczenie powietrza niklem zarejestrowano w 2011 roku, jednak ponowny wzrost stężeń w trzech kolejnych latach (2012-2014) wskazuje, że na przestrzeni dziesięciu lat nie nastąpiło istotne obniżenie zanieczyszczenia powietrza tym metalem (*Ryc. 4.2.6*). W latach 2005-2009 stężenie chromu w porostach było wysokie i wahało się od 2,03 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku do 4,10 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2005 roku. W kolejnych latach poziom tego metalu istotnie się obniżył, co świadczy o zmniejszeniu się zanieczyszczenia powietrza tym metalem (*Ryc. 4.2.7*). Najwyższą koncentrację siarki 2345 $\mu g \cdot g^{-1}$ w plechach wykazano w 2003 roku a najniższą 1487 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2009 roku. W pozostałych latach stężenia mieściły się w podobnym zakresie od 1531 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2014 roku do 2117 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 roku. Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki Stacji Bazowej Szymbark utrzymywało się na takim samym, wysokim poziomie, przez cały okres czternastu lat, co zostało potwierdzone statystycznie (*Ryc. 4.2.8*). W badaniach bioindykacyjnych należy zawsze porównać otrzymane wyniki z uzyskanymi w terenie kontrolnym. Bory Tucholskie, położone w północnej Polsce, są uważane za obszar czysty i w związku z tym mogą być traktowane jako teren referencyjny. Koncentracje metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes* zebranych z naturalnych stanowisk w Borach Tucholskich w 2013 roku wynosiły: Cd – 0,57 $\mu g \cdot g^{-1}$, Pb – 4,48 $\mu g \cdot g^{-1}$, Cu - 4,1 $\mu g \cdot g^{-1}$, Zn – 66 $\mu g \cdot g^{-1}$, Fe – 469 $\mu g \cdot g^{-1}$, Ni – 1,02 $\mu g \cdot g^{-1}$, Cr – 0,51 $\mu g \cdot g^{-1}$, S – 1021 $\mu g \cdot g^{-1}$. Porównano więc te wyniki z uzyskanymi w Stacjach Bazowych ZMŚP i na tej podstawie oceniono zanieczyszczenie powietrza Stacji. W okresie prowadzonych badań na żadnej ze

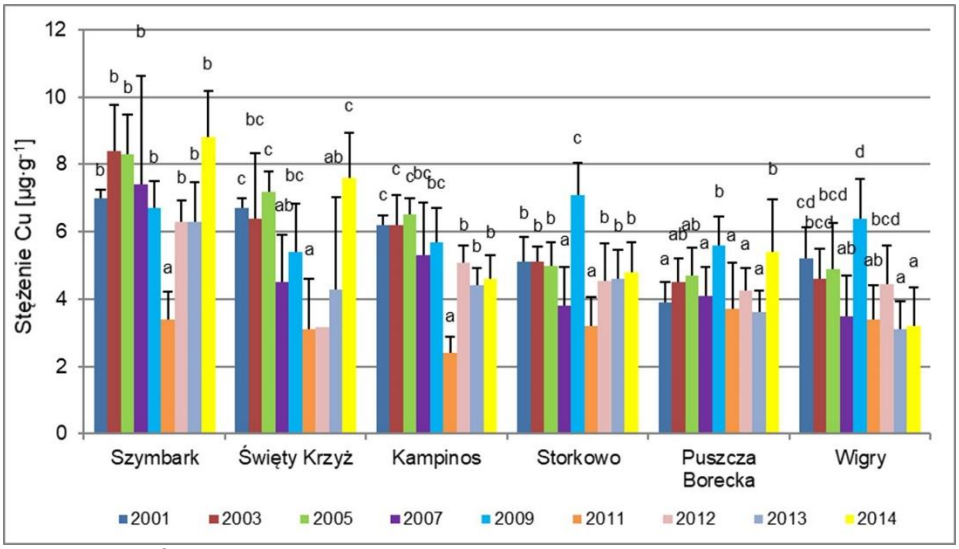
Stacji nie stwierdzono niższych niż w Borach Tucholskich stężeń wszystkich badanych pierwiastków i w związku z tym żadna z nich nie może otrzymać statusu terenu czystego.



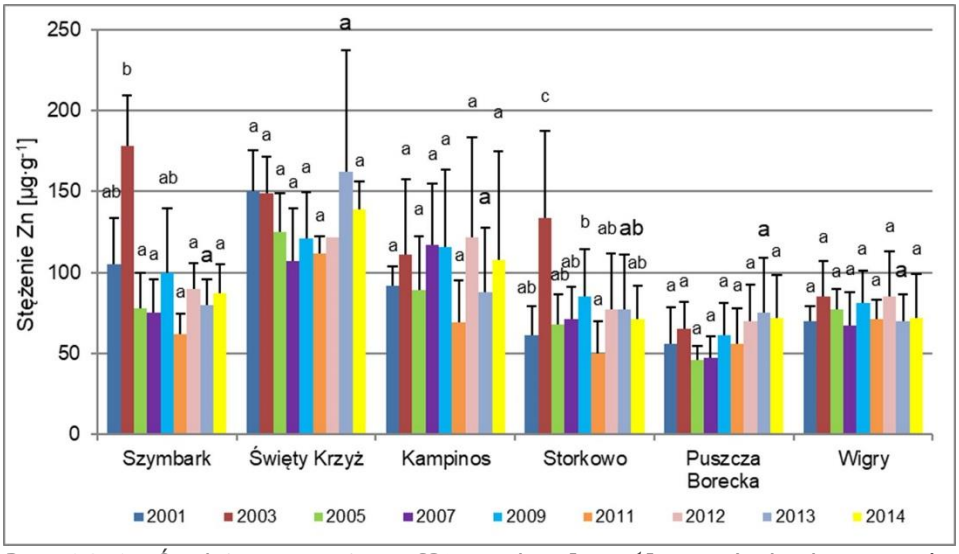
Ryc. 4.2.1. Średnie stężenia (±SD) kadmu [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



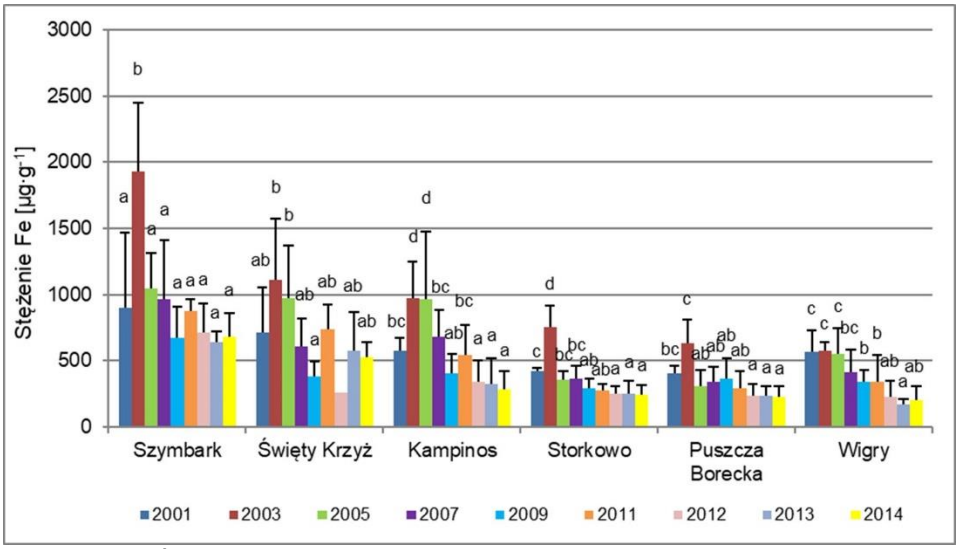
Ryc. 4.2.2. Średnie stężenia (±SD) ołowiu [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c, d – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



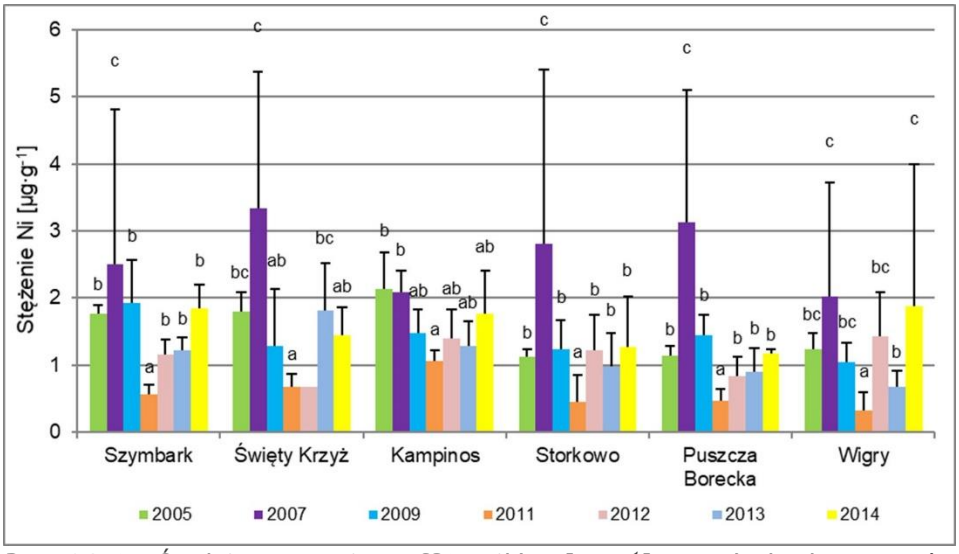
Ryc. 4.2.3. Średnie stężenia (±SD) miedzi [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c, d – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



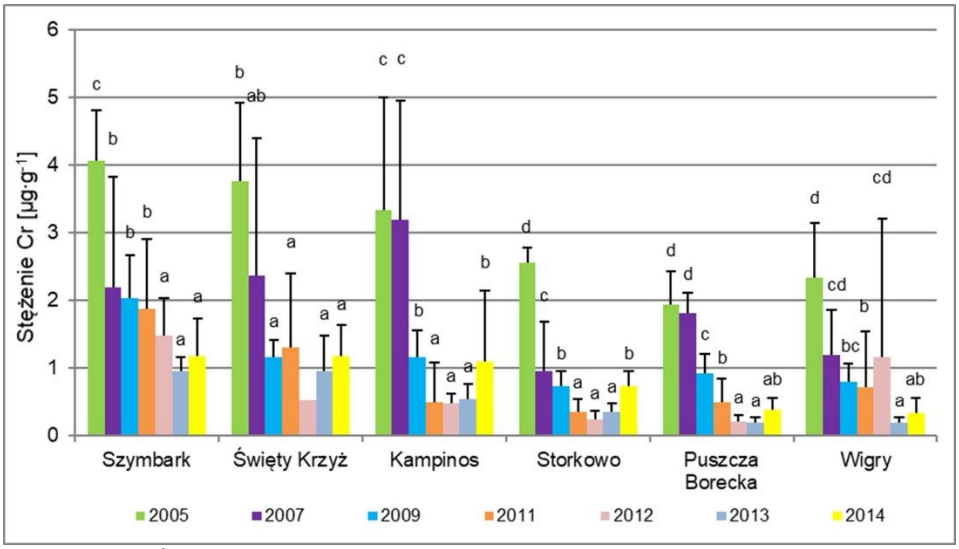
Ryc. 4.2.4. Średnie stężenia (±SD) cynku [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



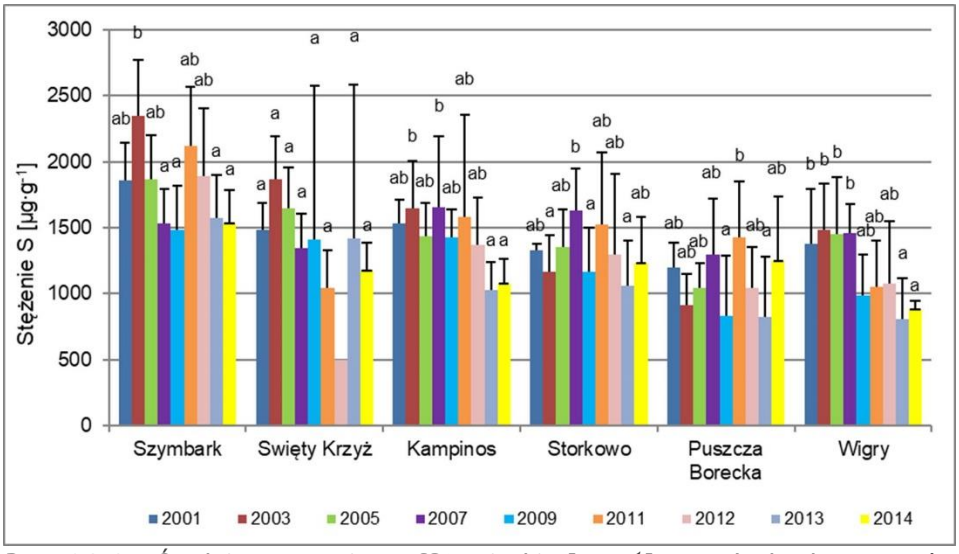
Ryc. 4.2.5. Średnie stężenia (±SD) żelaza [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c, d – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



Ryc. 4.2.6. Średnie stężenia (±SD) niklu [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



Ryc. 4.2.7. Średnie stężenia (±SD) chromu [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b, c, d – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)



Ryc. 4.2.8. Średnie stężenia (±SD) siarki [µg·g^{-1}] w plechach porostów Hypogymnia physodes zebranych w Stacjach Bazowych ZMŚP w latach 2001-2014
a, b – różnymi literami oznaczono różnice istotne statystycznie pomiędzy Stacjami Bazowymi (p<0,05)

ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA STACJI BAZOWYCH W OPARCIU O POROSTY TRANSPLANTOWANE

Stacja Bazowa Koniczynka

Jedyną informację o zanieczyszczeniu Stacji Bazowej Koniczynka uzyskano w oparciu o porosty transplantowane. W ciągu sześciu sezonów zimowych najwyższą akumulację kadmu 1,21 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano po pierwszej transplantacji w 2002/2003 a najniższą 0,23 $\mu g \cdot g^{-1}$ po ostatniej, przeprowadzonej w zimie 2012/2013. W pozostałych okresach zimowych akumulacja tego metalu wahała się od 0,29 $\mu g \cdot g^{-1}$ do 0,53 $\mu g \cdot g^{-1}$. Transplantacja letnia wykazała największe zanieczyszczenie kadmem w 2005 i 2007 roku, odpowiednio 1,06 i 1,01 $\mu g \cdot g^{-1}$. W pozostałych okresach akumulacja była znacznie niższa (*Tab. 4.2.1*). Najwyższą akumulację ołowiu 10,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w sezonie zimowym 2002/2003 a najniższą 1,34 $\mu g \cdot g^{-1}$ w zimie 2010/2011. W pozostałych okresach zimowych zanieczyszczenie Stacji było również wysokie. Najwyższą akumulację w sezonie letnim (7,3 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano w 2003 roku, w pozostałych sezonach akumulacja była niższa (*Tab. 4.2.2*) Zanieczyszczenie miedzią było podobne w obydwu sezonach roku (*Tab. 4.2.3*). Akumulacja cynku była najwyższa w sezonie zimowym 2002/2003 (97 $\mu g \cdot g^{-1}$) a najniższa w zimie 2008/2009 (18 $\mu g \cdot g^{-1}$). W większości sezonów wyższą akumulację tego metalu stwierdzono w lecie (*Tab. 4.2.4*). Najwyższe zanieczyszczenie żelazem (1136 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano w lecie 2011 roku i (614 $\mu g \cdot g^{-1}$) w zimie 2006/2007. Podobnie jak w przypadku cynku wyższą akumulację żelaza stwierdzono w sezonach letnich (*Tab. 4.2.5*). Akumulacja niklu i chromu była oceniana dopiero od okresu zimowego 2006/2007. Dla tego sezonu wykazano najwyższą wartość niklu – 9,01 $\mu g \cdot g^{-1}$, pozostałe wartości były znacznie niższe. Dla sezonów letnich najwyższą akumulację – 2,65 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w 2007 roku. Zanieczyszczenie chromem było podobne w ciągu roku. Dla okresów letnich akumulacja niklu i chromu niemal zawsze była niższa niż w odpowiadających im sezonach zimowych (*Tab. 4.2.6*, *Tab. 4.2.7*). Akumulacja siarki dla zimy mieściła się w zakresie od 530 $\mu g \cdot g^{-1}$ (2012/2013) do 1876 $\mu g \cdot g^{-1}$ (2002/2003) a dla lata od 422 $\mu g \cdot g^{-1}$ (2005) do 865 $\mu g \cdot g^{-1}$ (2011). Uzyskane wyniki świadczą o większym zanieczyszczeniu powietrza SO_2 w sezonach zimowych niż w letnich (*Tab. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Św. Krzyż

Najwyższa akumulacja kadmu w sezonach zimowych wystąpiła w zimie 2002/2003 i wynosiła 0,89 $\mu g \cdot g^{-1}$ a najniższa 0,28 $\mu g \cdot g^{-1}$ w zimie 2012/2013. W pozostałych okresach zimowych akumulacja kadmu była na podobnym poziomie (*Tab. 4.2.1*). W sezonach letnich największą ilość tego metalu (1,02 $\mu g \cdot g^{-1}$) wykazano po transplantacji w lecie 2003 roku a najmniejszą (0,20 $\mu g \cdot g^{-1}$) w lecie 2011 i 2013 (*Tab. 4.2.1*). Zanieczyszczenie powietrza ołowiem było najwyższe w sezonie zimowym 2002/2003 (9,0 $\mu g \cdot g^{-1}$). W kolejnych okresach zimowych rejestrowano coraz niższe akumulacje tego pierwiastka. W sezonach letnich zanieczyszczenie powietrza ołowiem było

największe po pierwszej transplantacji w 2003 roku kiedy akumulacja wynosiła 16,2 $\mu g \cdot g^{-1}$. W pozostałych okresach wartości wyraźnie się obniżyły, dochodząc do poziomu 1,11 $\mu g \cdot g^{-1}$ w lecie 2013 (*Tab. 4.2.2*). Zanieczyszczenie miedzią wahało się w sezonie zimowym2012/2013 od 0,6 $\mu g \cdot g^{-1}$ do 2,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ w zimie 2010/2011. W okresach letnich akumulacja była wyższa niż w sezonach zimowych (*Tab. 4.2.3*). Akumulacja cynku w transplantowanych porostach była najwyższa w zimie 2002/2003 (59 $\mu g \cdot g^{-1}$) i był to jedyny sezon w którym poziom cynku po transplantacji zimowej był wyższy niż po letniej (*Tab. 4.2.4*). Zanieczyszczenie powietrza żelazem było wyższe w sezonach letnich w porównaniu do okresów zimowych. Najwyższą akumulację 202 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w okresie zimowym 2002/2003 a najniższą 48 $\mu g \cdot g^{-1}$ w sezonie 2010/2011 (*Tab. 4.2.5*). Największą akumulację niklu 5,19 $\mu g \cdot g^{-1}$ i 3,22 $\mu g \cdot g^{-1}$ stwierdzono odpowiednio w okresie zimowym 2006/2007 i w letnim 2007 a najmniejszą 0,14 $\mu g \cdot g^{-1}$ w zimie 2012/2013 i 0,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ w lecie 2013 (*Tab. 4.2.6*). Najniższe wartości chromu 0,12 i 0,25 $\mu g \cdot g^{-1}$ wykazano w zimie 2012/2013 i w lecie 2013 a najwyższe 1,33 i 0,91 $\mu g \cdot g^{1}$ stwierdzono dla zimy 2006/2007 i lata 2011 (*Tab. 4.2.7*). Zanieczyszczenie powietrza Stacji Św. Krzyż dwutlenkiem siarki w obydwu sezonach było podobne. Zimą akumulacja siarki w transplantowanych porostach wahała się od 180 $\mu g \cdot g^{-1}$ w sezonie 2012/2013 do 901 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2002/2003, a w lecie od 244 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2007 r. do 798 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2011 r. (*Tab. 4.2.8*).

Stacja Bazowa Szymbark

Podobnie jak w Stacji Bazowej Koniczynka i Św. Krzyż najmniejsze zanieczyszczenie powietrza kadmem wykazano w ostatnim okresie transplantacji, wynosiło ono 0,33 $\mu g \cdot g^{-1}$ w sezonie zimowym i 0,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ w letnim. Najwyższe akumulacje tego metalu wykazano po transplantacji zimowej 2002/2003 i letniej 2005, odpowiednio 1,20 $\mu g \cdot g^{-1}$ i 1,33 $\mu g \cdot g^{-1}$ (*Tab. 4.2.1*). Zanieczyszczenie powietrza ołowiem zmniejszyło się w badanym okresie. Akumulacja w sezonach zimowych obniżyła się z 11,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2002/2003 do 1,28 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2010/2011 a w okresach letnich z 5,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2003 do 1,07 $\mu g \cdot g^{-1}$ w 2013 (*Tab. 4.2.2*). Największą akumulację miedzi wykazano w pierwszym roku badań (zima – 2,8 $\mu g \cdot g^{-1}$, lato – 3,1 $\mu g \cdot g^{-1}$). W ostatnim roku transplantacji wartości te były najniższe, odpowiednio 1,1 i 1,8 $\mu g \cdot g^{-1}$ (*Tab. 4.2.3*). Akumulacja cynku była podobna w obydwu sezonach. Największą zarejestrowano w pierwszym okresie badań: 61 $\mu g \cdot g^{-1}$ w sezonie zimowym 2002/2003 i 52 $\mu g \cdot g^{-1}$ w letnim 2003 (*Tab. 4.2.4*). Akumulacja żelaza w Stacji Bazowej Szymbark w pierwszych trzech latach badań była podobna w obydwu sezonach roku. Od transplantacji przeprowadzonej w lecie 2009 istotnie wyższą akumulację wykazano w sezonach letnich (*Tab. 4.2.5*). Zanieczyszczenie powietrza niklem było najwyższe w sezonie zimowym 2006/2007 i w letnim 2007, odpowiednio 1,99 i 1,79 $\mu g \cdot g^{-1}$. W lecie 2009 i 2013 uzyskane wartości były istotnie niższe od stwierdzonych w zimie (*Tab. 4.2.6*). Najniższą akumulację

chromu 0,25 $\mu g \cdot g^{-1}$, identyczną dla obydwu sezonów, zarejestrowano w ostatnim sezonie badawczym. We wcześniejszych sezonach podczas transplantacji zimowej porosty akumulowały więcej chromu w porównaniu do letniej (*Tab. 4.2.7*). Do 2009 roku zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w sezonach zimowych było wyższe nić w letnich. Dla zimy 2002/2003 i 2004/2005 stwierdzone różnice były istotne statystycznie (*Tab. 4.2.8*).

Tab. 4.2.1. Średnie akumulacje (± SE) kadmu ($\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	$1{,}21^{a} \pm 0{,}14$	$0{,}89^{a} \pm 0{,}09$	$1{,}20^{a} \pm 0{,}16$
Lato 2003	$0{,}49^{b} \pm 0{,}14$	$1{,}02^{a} \pm 0{,}19$	$1{,}15^{a} \pm 0{,}14$
Zima 2004/2005	$0{,}44^{a} \pm 0{,}06$	$0{,}56^{a} \pm 0{,}08$	$0{,}46^{a} \pm 0{,}07$
Lato 2005	$1{,}06^{b} \pm 0{,}18$	$0{,}95^{a} \pm 0{,}18$	$1{,}33^{b} \pm 0{,}24$
Zima 2006/2007	$0{,}29^{a} \pm 0{,}09$	$0{,}37^{a} \pm 0{,}06$	$0{,}43^{a} \pm 0{,}09$
Lato 2007	$1{,}01^{a} \pm 0{,}26$	$0{,}67^{a} \pm 0{,}12$	$0{,}63^{a} \pm 0{,}15$
Zima 2008/2009	$0{,}53^{a} \pm 0{,}15$	$0{,}37^{a} \pm 0{,}05$	$0{,}57^{a} \pm 0{,}1$
Lato 2009	$0{,}26^{a} \pm 0{,}18$	$0{,}38^{a} \pm 0{,}07$	$0{,}25^{b} \pm 0{,}05$
Zima 2010/2011	$0{,}44^{a} \pm 0{,}29$	$0{,}51^{a} \pm 0{,}27$	$0{,}50^{a} \pm 0{,}27$
Lato 2011	$0{,}25^{a} \pm 0{,}31$	$0{,}20^{b} \pm 0{,}17$	$0{,}35^{a} \pm 0{,}22$
Zima 2012/2013	$0{,}23^{a} \pm 0{,}08$	$0{,}28^{a} \pm 0{,}05$	$0{,}33^{a} \pm 0{,}06$
Lato 2013	$0{,}00^{a} \pm 0{,}00$	$0{,}20^{a} \pm 0{,}06$	$0{,}15^{b} \pm 0{,}05$

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji ($p<0{,}05$)

Tab. 4.2.2. Średnie akumulacje (± SE) ołowiu ($\mu g \cdot g^{-1}$ s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	$10{,}3^{a} \pm 1{,}0$	$9{,}0^{a} \pm 1{,}1$	$11{,}5^{a} \pm 1{,}7$
Lato 2003	$7{,}3^{a} \pm 2{,}2$	$16{,}2^{a} \pm 4{,}1$	$5{,}0^{a} \pm 2{,}2$
Zima 2004/2005	$5{,}8^{a} \pm 0{,}7$	$6{,}4^{a} \pm 0{,}8$	$7{,}9^{a} \pm 0{,}9$
Lato 2005	$3{,}8^{a} \pm 0{,}8$	$4{,}9^{a} \pm 0{,}9$	$5{,}0^{a} \pm 1{,}0$
Zima 2006/2007	$2{,}8^{a} \pm 0{,}61$	$3{,}57^{a} \pm 0{,}6$	$4{,}09^{a} \pm 1{,}8$
Lato 2007	$4{,}79^{a} \pm 0{,}95$	$5{,}55^{a} \pm 0{,}87$	$4{,}15^{a} \pm 1{,}3$
Zima 2008/2009	$2{,}71^{a} \pm 1{,}0$	$3{,}64^{a} \pm 0{,}82$	$2{,}74^{a} \pm 0{,}57$
Lato 2009	$1{,}65^{a} \pm 0{,}49$	$2{,}71^{a} \pm 0{,}41$	$1{,}69^{a} \pm 0{,}69$
Zima 2010/2011	$1{,}34^{a} \pm 1{,}2$	$1{,}17^{a} \pm 0{,}83$	$1{,}28^{a} \pm 1{,}58$
Lato 2011	$0{,}98^{a} \pm 0{,}85$	$1{,}87^{a} \pm 1{,}64$	$1{,}66^{a} \pm 1{,}68$
Zima 2012/2013	$3{,}82^{a} \pm 0{,}51$	$1{,}50^{a} \pm 0{,}34$	$1{,}84^{a} \pm 0{,}24$
Lato 2013	$1{,}59^{b} \pm 0{,}55$	$1{,}11^{a} \pm 0{,}30$	$1{,}07^{b} \pm 0{,}29$

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji ($p<0{,}05$)

Tab. 4.2.3. Średnie akumulacje (± SE) miedzi (µg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	7,0^{a} ± 1,8	2,7^{a} ± 0,2	2,8^{a} ± 0,4
Lato 2003	5,0^{a} ± 0,7	4,2^{a} ± 1,0	3,1^{a} ± 0,4
Zima 2004/2005	5,1^{a} ± 1,3	1,0^{a} ± 0,1	2,5^{a} ± 0,3
Lato 2005	4,4^{a} ± 0,9	2,5^{b} ± 0,2	2,8^{a} ± 0,3
Zima 2006/2007	8,9^{a} ±2,9	1,0^{a} ±0,2	1,9^{a} ±0,6
Lato 2007	3,2^{a} ±0,5	2,0^{b} ±0,2	2,6^{a} ±0,6
Zima 2008/2009	6,3^{a}±1,3	1,6^{a}±0,2	1,7^{a}±0,4
Lato 2009	6,5^{a}±3,2	1,9^{a}±0,3	2,0^{a}±0,4
Zima 2010/2011	4,3^{a} ± 6,7	2,8^{a} ± 1,4	1,8^{a} ± 1,3
Lato 2011	7,9^{a} ± 6,7	3,2^{a} ± 1,0	2,8^{a} ± 1,9
Zima 2012/2013	5,0^{a} ± 1,5	0,6^{a} ± 0,1	1,1^{a} ± 0,2
Lato 2013	4,1^{a} ± 0,7	1,9^{b} ± 0,2	1,8^{b} ± 0,2

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

Tab. 4.2.4. Średnie akumulacje (± SE) cynku (µg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	97^{a} ± 37	59^{a} ± 6	61^{a} ± 7
Lato 2003	71^{a} ± 59	28^{b} ± 5	52^{a} ± 4
Zima 2004/2005	35^{a} ± 9	22^{a} ± 2	20^{a} ± 3
Lato 2005	51^{a} ± 13	26^{a} ± 4	34^{a} ± 4
Zima 2006/2007	38^{a} ± 9	15^{a} ± 2	16^{a} ± 4
Lato 2007	18^{a} ± 4	23^{a} ± 4	17^{a} ± 3
Zima 2008/2009	18^{a}± 4	10^{a}± 3	10^{a}± 3
Lato 2009	47^{b}± 12	45^{b}± 5	31^{b}± 5
Zima 2010/2011	36^{a} ± 21	19^{a} ± 11	20^{a} ± 14
Lato 2011	42^{a} ± 20	26^{a} ± 14	25^{a} ± 12
Zima 2012/2013	19^{a} ± 4	7^{a} ± 2	20^{a} ± 5
Lato 2013	31^{a} ± 5	23^{b} ± 3	21^{a} ± 3

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

Tab. 4.2.5. Średnie akumulacje (± SE) żelaza (µg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	575^{a} ± 96	202^{a} ± 30	408^{a} ± 56
Lato 2003	795^{b} ± 74	692^{b} ± 127	382^{a} ± 78
Zima 2004/2005	473^{a} ± 98	177^{a} ± 16	394^{a} ± 53
Lato 2005	670^{a} ± 80	409^{b} ± 64	436^{a} ± 50
Zima 2006/2007	614^{a} ± 105	148^{a} ± 29	320^{a} ± 76
Lato 2007	453^{a} ± 85	204^{a} ± 22	323^{a} ± 63
Zima 2008/2009	305^{a}± 73	63^{a}± 29	209^{a}± 34
Lato 2009	620^{b}± 120	219^{b}± 38	279^{b}± 75
Zima 2010/2011	586^{a} ± 395	48^{a} ± 66	331^{a} ± 256
Lato 2011	1136^{b} ± 342	529^{b} ± 229	601^{b} ± 319
Zima 2012/2013	360^{a} ± 83	52^{a} ± 22	96^{a} ± 14
Lato 2013	541^{a} ± 105	225^{b} ± 44	272^{b} ± 38

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

Tab. 4.2.6. Średnie akumulacje (± SE) niklu (µg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2006/2007	9,01^{a} ±5,80	5,19^{a} ±2,72	1,99^{a} ± 0,47
Lato 2007	2,65^{a} ±0,78	3,22^{a} ±0,39	1,79^{a} ± 0,37
Zima 2008/2009	1,33^{a} ± 0,30	0,73^{a} ± 0,22	0,58^{a} ± 0,07
Lato 2009	1,08^{b} ± 0,16	0,86^{a} ± 0,44	0,40^{b} ± 0,09
Zima 2010/2011	1,18^{a} ± 0,99	0,19^{a} ± 0,17	0,72^{a} ± 0,59
Lato 2011	1,25^{a} ± 0,33	1,06^{b} ± 1,35	0,78^{a} ± 0,43
Zima 2012/2013	0,70^{a} ± 0,23	0,14^{a} ± 0,04	0,72^{a} ± 0,33
Lato 2013	0,28^{a} ± 0,09	0,15^{a} ± 0,05	0,18^{b} ± 0,06

^{a,b} – różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

Tab. 4.2.7. Średnie akumulacje (± SE) chromu (μg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2006/2007	3,81^{a} ± 1,84	1,33^{a} ± 0,31	1,34^{a} ± 0,36
Lato 2007	1,30^{a} ± 0,39	0,51^{a} ± 0,25	0,80^{a} ± 0,38
Zima 2008/2009	1,99^{a}± 0,3	1,00^{a}± 0,15	1,44^{a}± 0,24
Lato 2009	2,15^{a}± 0,6	0,90^{a}± 0,11	0,95^{a}± 0,15
Zima 2010/2011	3,22^{b} ± 0,82	1,21^{a} ± 0,68	1,65^{b} ± 0,73
Lato 2011	2,08^{a} ± 0,74	0,91^{a} ± 0,57	0,72^{a} ± 0,50
Zima 2012/2013	0,93^{a} ± 0,33	0,12^{a} ± 0,05	0,25^{a} ±0,07
Lato 2013	0,79^{a} ± 0,12	0,25^{b} ± 0,05	0,25^{a} ± 0,05

^{a,b} - różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

Tab. 4.2.8. Średnie akumulacje (± SE) siarki (μg·g^{-1} s.m.) w plechach Hypogymnia physodes transplantowanych na terenie Stacji Bazowych w sezonach zimowych i letnich

Sezon	Koniczynka	Święty Krzyż	Szymbark
Zima 2002/2003	1876^{a} ± 167	901^{a} ± 48	948^{a} ± 60
Lato 2003	592^{b} ± 110	620^{b} ± 104	399^{b} ± 70
Zima 2004/2005	1072^{a} ± 76	763^{a} ± 55	975^{a} ± 79
Lato 2005	422^{b} ± 64	311^{b} ± 34	214^{b} ± 46
Zima 2006/2007	897^{a} ± 95	288^{a} ± 42	507^{a} ± 59
Lato 2007	796^{a} ± 59	244^{a} ± 39	395^{a} ± 56
Zima 2008/2009	998^{a} ± 112	378^{a} ± 40	493^{a} ± 54
Lato 2009	575^{b} ± 56	409^{a} ± 75	448^{a} ± 72
Zima 2010/2011	1206^{a} ± 331	719^{a} ± 187	665 ^{a} ± 195
Lato 2011	865^{b} ± 192	798^{a} ± 213	774^{a} ± 213
Zima 2012/2013	530^{a} ± 63	180^{a} ± 42	226^{a} ± 38
Lato 2013	624^{a} ± 87	330^{b} ± 40	281^{a} ± 36

^{a,b} - różnymi literami oznaczono statystycznie istotne różnice w akumulacji metalu pomiędzy sezonami w obrębie jednej Stacji (p<0,05)

DYSKUSJA

OCENA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA STACJI BAZOWYCH W LATACH 2001-2014

Pod względem oceny zanieczyszczenia powietrza istotne są metale toksyczne a więc przede wszystkim kadm i ołów a także chrom i nikiel, które wpływają negatywnie nie tylko na organizm człowieka, ale także oddziałują

szkodliwie na inne organizmy i komponenty środowiska przyrodniczego. W przypadku pierwiastków fizjologicznych takich jak miedź, cynk i żelazo dopiero podwyższone ich stężenia są szkodliwe dla organizmów. Także zanieczyszczenia gazowe takie jak SO_2, o którego zawartości w powietrzu wnioskujemy na podstawie akumulacji siarki, są szkodliwe dla roślin i ludzi w podwyższonych stężeniach (Kabata-Pendias, Pendias 1999).

Analizując na przestrzeni lat 2001-2014 stężenie kadmu stwierdzone w plechach porostu *Hypogymnia physodes* można zauważyć, że w 2003 roku na terenie większości Stacji Bazowych, poziom tego metalu był znacznie wyższy (różnice nie zawsze są istotne statystycznie) w porównaniu z latami późniejszymi. Na niektórych stacjach (Święty Krzyż, Puszcza Borecka, Wigry) jest on również wysoki w 2005 roku. Dopiero po 2009 roku nastąpiło obniżenie stężenia tego pierwiastka w plechach porostów. Niepokojący jest jednak wzrost stężenia Cd w 2013 roku na dwóch stacjach: Święty Krzyż i Puszcza Borecka. Porównując Stacje między sobą, w ciągu całego okresu badań, wyraźnie niższe stężenie kadmu zanotowano w Stacji Storkowo. Porównano Stacje Bazowe pod kątem zanieczyszczenie powietrza kadmem dla trzech sezonów badawczych (2001, 2005 i 2014). Na początku badań w 2001 roku do najbardziej zanieczyszczonych zaliczono Stację Św. Krzyż i Szymbark, do średnio zanieczyszczonych Puszczę Borecką i Kampinos a do najmniej zanieczyszczonych Wigry i Storkowo. W 2005 roku najwyższe stężenia tego metalu wykazano ponownie w Stacji Św. Krzyż, Szymbark i dodatkowo w Puszczy Boreckiej, a najmniejsze w Storkowie. W ostatnim roku badań, pomimo obniżenia się stężeń kadmu w porostach, do najbardziej zanieczyszczonych powtórnie zakwalifikowano Stacje Św. Krzyż i Szymbark, mniej zanieczyszczonych Wigry, Kampinos i Puszczę Borecką, a do najmniej zanieczyszczonych Storkowo.

Najmniejsze zanieczyszczenie powietrza ołowiem wykazano w 2011, niestety w 2012 roku stwierdzono ponowny wzrost zanieczyszczenia. Przez cały okres badań na terenie Stacji: Storkowo, Kampinos i Wigry można zaobserwować zdecydowanie niższe zanieczyszczenie powietrza ołowiem niż na pozostałych Stacjach. W Stacji Święty Krzyż zanieczyszczenie tym metalem było wysokie na przestrzeni prawie wszystkich lat. Podobnie jak dla kadmu, porównano zanieczyszczenie powietrza Stacji ołowiem. Dla wszystkich trzech okresów (2001, 2005, 2014) do najbardziej zanieczyszczonych zaliczono Stację Św. Krzyż i Szymbark, średnio zanieczyszczonych Kampinos i Puszczę Borecką a do najmniej zanieczyszczonych Wigry i Storkowo.

W przypadku miedzi najniższe wartości w plechach porostu stwierdzono w 2011 roku. Niestety, po tym roku na większości Stacji stężenie istotnie wzrosło. Szczególnie duży wzrost wykazano w Storkowie i w Stacji Wigry w 2009 roku a osiągnięte wartości były najwyższe z całego badanego okresu. W Stacjach: Szymbark, Kampinos i Święty Krzyż zanieczyszczenie miedzią było większe niż na pozostałych Stacjach. Zanieczyszczenie określone stężeniem

miedzi w plechach porostów wykazane w 2014 roku w Szymbarku i na Świętym Krzyżu były porównywalne z zanieczyszczeniem w pierwszych latach badań.

Porównując poziomy cynku i żelaza na przestrzeni kilkunastu lat badań można stwierdzić ich wyraźnie niższe stężenia w próbach ze Stacji: Storkowo, Puszcza Borecka i Wigry w porównaniu z pozostałymi Stacjami. W 2003 roku na terenie wszystkich Stacji stwierdzono istotnie wyższe koncentracje żelaza, a w Stacjach Szymbark i Storkowo także cynku. Poza tym rokiem stężenie cynku w kolejnych latach na każdej Stacji utrzymuje się na wyrównanym poziomie. Po 2005 roku, na przestrzeni kolejnych lat, na większości Stacji zaznaczyło się stopniowe obniżanie się poziomu żelaza. Analizując koncentracje pierwiastków fizjologicznych: miedzi, cynku i żelaza w plechach porostów dla lat 2001, 2005 i 2014 do Stacji zanieczyszczonych zaliczono Św. Krzyż i Szymbark, średnio zanieczyszczonych Kampinos, a czystych Puszczę Borecką, Wigry i Storkowo.

Największe zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowych chromem stwierdzono w pierwszych latach badań nad tym metalem (rok 2005 i 2007) natomiast niklem w 2007 roku. Po tym okresie zanieczyszczenie powietrza chromem istotnie się obniżyło na większości Stacji. W przypadku niklu stwierdzono zmienne stężenia, ale najczęściej były one wyższe od poziomu stwierdzonego w 2011 roku kiedy to zanieczyszczenie powietrza tym metalem okazało się najniższe. Zanieczyszczenie powietrza Stacji chromem i niklem porównano tylko dla 2005 i 2014 roku. Podobnie jak dla wcześniej omawianych metali do najbardziej zanieczyszczonych chromem zaliczono Św. Krzyż i Szymbark, średnio zanieczyszczonych Kampinos i Storkowo a najmniej zanieczyszczonych Puszczę Borecką i Wigry. Stacją najbardziej zanieczyszczoną niklem w 2005 roku był Kampinos, a w 2014 roku Szymbark. Stacjami o najmniej zanieczyszczonym powietrzu w obydwu latach była Puszcza Borecka i Storkowo Przez cały okres badań powietrze w Stacjach w podobny sposób zanieczyszczone było kadmem. Jedynie na terenie Puszczy Boreckiej zaobserwowano wyraźne, istotnie niższe jego stężenie w ostatnich latach badań. Od stycznia 2005 roku obowiązuje w Polsce zakaz używania benzyny ołowiowej. Wprowadzenie tego zakazu spowodowało obniżenie stężenia ołowiu na terenie większości Stacji od 2007 roku (wyjątek stanowi Stacja Święty Krzyż). Szczególnie wyraźne jest to w Stacjach Kampinos i Wigry. Na wszystkich Stacjach Bazowych, zmniejszyło się zanieczyszczenie powietrza żelazem (z wyjątkiem Stacji Szymbark i Św. Krzyż) i chromem. Zanieczyszczenie cynkiem przez badany okres utrzymuje się prawie na niezmiennym poziomie na większości Stacji. W przypadku zanieczyszczenia miedzią i niklem brak jednolitego trendu zmian w Stacjach. Taki stan wynika z różnych źródeł emisji dla poszczególnych metali. W emisji metali objętych krajową inwentaryzacją największy udział mają procesy spalania, ale udział poszczególnych sektorów zmienia się w latach. W 2003 roku sektorem dominującym w emisji kadmu był sektor komunalno-mieszkaniowy (66%) natomiast w 2013 roku dominowały procesy spalania w przemyśle – 56%. Inaczej

wyglądała sytuacja w przypadku ołowiu. Jego głównym źródłem emisji, w obydwu wymienionych latach, były procesy spalania w przemyśle. Z analiz emisji cynku wynika, że zarówno w 2003 jak i 2013 roku, jego najważniejszymi źródłami były procesy spalania w przemyśle oraz, z niewiele mniejszym udziałem, sektor komunalno-bytowy. W emisjach chromu i niklu dominującą rolę odgrywają procesy spalania węgla w gospodarstwach domowych (Bugacka i in. 2005, Dębski i in. 2015).

W przypadku siarki na wszystkich Stacjach można zauważyć wyraźne fluktuacje stężeń. W zależności od Stacji najwyższe wartości stwierdzono w 2003, 2007 lub 2011 roku. Właściwie tylko na terenie Stacji Wigry po 2007 roku można dostrzec znaczne zmniejszenie stężeń tego pierwiastka czyli mniejsze zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki. W Stacjach Szymbark i Kampinos taką poprawę można stwierdzić od 2012 roku. Porównując zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowych dwutlenkiem siarki w całym badanym okresie do najbardziej zanieczyszczonych zaliczono Szymbark i Św. Krzyż, średnio zanieczyszczonych Kampinos i Storkowo. Do najmniej zanieczyszczonych Puszczę Borecką i Wigry. Głównym źródłem emisji dwutlenku siarki jest spalanie paliw w źródłach stacjonarnych. W 2003 roku procesy spalania w sektorze produkcji i transformacji energii odpowiadały za 52% emisji SO_2 a procesy spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym za 22% (Olendrzyński i in. 2005, Dębski i in. 2015). Udział tych sektorów w emisji SO_2 w 2013 roku wynosił odpowiednio 47,28% i 33,55%. Na fluktuacje stężenia siarki w powietrzu może mieć wpływ stosowanie węgla o różnej zawartości siarki. Emisja SO_2 z procesów spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym w 2003 roku wyniosła 301 160 ton a w 2013 niewiele mniej bo 284 155 ton (Olendrzyński i in. 2005, Dębski i in. 2015).

W całym okresie badań wykazano, że pod względem zanieczyszczenia powietrza Stacje położone na północy Polski (Storkowo, Wigry, Puszcza Borecka) należą do najmniej zanieczyszczonych a w przypadku pewnych metali nawet do czystych. Stacje położone w centralnej części do średnio zanieczyszczonych (Kampinos), natomiast Stacje położone na południu kraju zaliczono do zanieczyszczonych zarówno metalami ciężkimi jak i dwutlenkiem siarki (Św. Krzyż i Szymbark).

ZANIECZYSZCZENIE POWIETRZA W SEZONACH ZIMOWYCH I LETNICH

Cel zastosowania metody transplantacji porostów na trzech wybranych Stacjach Bazowych ZMŚP był zróżnicowany. W przypadku Stacji Koniczynka była to jedyna możliwość oceny zanieczyszczenia powietrza, ponieważ na jej terenie nie występuje naturalnie *Hypogymnia physodes*. Z kolei w Stacji Św. Krzyż i Szymbark ilość stanowisk z naturalnie występującym porostem jest niewielka i w związku z tym transplantacja pozwoliła na uwiarygodnienie wyników

otrzymanych na podstawie niewielkiej liczby danych. Zastosowanie tej metody pozwoliło na porównanie zanieczyszczenia powietrza stacji w sezonie zimowym i letnim (Sawicka-Kapusta i in. 2007, 2008). Na zanieczyszczenie powietrza w zimie istotny wpływ ma sezon grzewczy czyli okres charakteryzujący się bardzo dużą produkcją ciepła do ogrzewania mieszkań i niewspółmiernie dużym zużyciem energii w stosunku do okresu letniego i to zarówno na obszarach miejskich jak i wiejskich. Najlepszym przykładem jest tutaj dwutlenek siarki, którego udział w zanieczyszczeniu powietrza w sezonie zimowym jest wyższy niż w letnim. Dotyczy to przede wszystkim terenów położonych blisko obszarów przemysłowych i dużych miast. Zanieczyszczenie powietrza metalami ciężkimi jest dodatkowo związane z działalnością różnych gałęzi przemysłu i transportu. Badane trzy Stacje Bazowe zlokalizowane są w różnych obszarach geograficznych kraju. Koniczynka, położona w bliskim sąsiedztwie Torunia, pozostaje zarówno pod wpływem oddziaływania miasta jak i zlokalizowanego na terenie województwa kujawsko-pomorskiego przemysłu. W związku z tym w porównaniu do stacji Św. Krzyż i Szymbark położonych w Górach Świętokrzyskich i Beskidzie Niskim, jest ona najbardziej zanieczyszczona i to zarówno SO_2 jak i metalami ciężkimi. Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano, że zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki i metalami ciężkimi w pierwszych dwóch latach transplantacji (zima2002/2003 i 2004/2005 oraz lato 2003 i 2005) na wszystkich Stacjach było istotnie statystycznie wyższe w porównaniu do późniejszych okresów. Średnia akumulacja S, Pb, Cr i Ni była na ogół wyższa w sezonach zimowych (*Tab. 4.2.2*, *Tab. 4.2.6*, *Tab. 4.2.8*), Fe, Zn i Cu w letnich (*Tab. 4.2.3*-11) a Cd podobna w obu sezonach (*Tab. 4.2.1*). W Stacji Bazowej Koniczynka w sezonie zimowym istotnie wyższe zanieczyszczenie powietrza SO_2w stosunku do sezonu letniego potwierdzono czterokrotnie, w Stacji Św. Krzyż i Szymbark dwukrotnie, w pozostałych przypadkach różnice nie były istotne statystycznie (*Tab. 4.2.8*). Natomiast statystycznie wyższe zanieczyszczenie powietrza żelazem w okresie letnim wykazano w Stacji Bazowej Św. Krzyż pięciokrotnie, a w Szymbarku i Koniczynce trzykrotnie (*Tab. 4.2.5*). W większości przypadków zanieczyszczenie powietrza kadmem i ołowiem na wszystkich trzech Stacjach Bazowych było podobne w obydwu sezonach (*Tab. 4.2.1*, *Tab. 4.2.2*). Większe ilości ołowiu stwierdzone w sezonach zimowych nie były potwierdzone statystycznie, co świadczy o podobnym zanieczyszczeniu powietrza w ciągu całego roku (*Tab. 4.2.2*). Istotnie wyższa akumulacja miedzi i cynku w okresie letnim została potwierdzona kilkukrotnie, w pozostałych przypadkach zanieczyszczenie powietrza tymi metalami było podobne w obydwu sezonach (*Tab. 4.2.3*, *Tab. 4.2.4*). Statystycznie wyższe ilości niklu i chromu w sezonach zimowych świadczą o większym zanieczyszczeniu powietrza tymi metalami (*Tab. 4.2.6*, *Tab. 4.2.7*). Uzyskane wyniki nie potwierdzają jednoznacznie większego zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowych w sezonie zimowym, ale należy

podkreślić, że dwie z trzech badanych stacji położone są z dala od dużych ośrodków przemysłowych i aglomeracji a więc nie są narażone na bezpośrednie oddziaływanie ładunków emisji zanieczyszczeń tak jak to wykazano przeprowadzając podobne badania na terenach przemysłowych i zurbanizowanych (Białońska, Dayan 2005; Olowoyo i in. 2011; Kuluratne, de Freitas 2013).

CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA STAN POWIETRZA W STACJACH ZMŚP

Stacje Bazowe ZMŚP zlokalizowane są na terenie całego kraju w układzie południkowym nawiązującym do równoleżnikowego układu głównych stref krajobrazowych Polski. Wolin, Storkowo, Koniczynka, Puszcza Borecka i Wigry reprezentują strefę młodoglacjalną a Kampinos strefę staroglacjalną Niżu Polskiego, Roztocze strefę wyżynną, Św. Krzyż góry niskie, a Szymbark góry średnie (Kostrzewski 1995, Kruszyk 2006). Samo położenie badanych zlewni definiuje zróżnicowane warunki geograficzne, geologiczne, krajobrazowe i klimatyczne, które są jednym z czynników wpływających na stan powietrza poszczególnych stacji. Większość z nich położona jest na terenach stosunkowo czystych, z dala od dużych źródeł emisji. W związku z tym wydaje się, że zanieczyszczenie powietrza stacji powinno być niewielkie. Jednak uzyskane wyniki nie do końca to potwierdzają. Na zły stan powietrza wpływa bardzo wiele czynników, ale jednym z najbardziej istotnych jest wielkość i rodzaj emisji (Nieboer i in. 1972; Białońska, Dayan 2005; Bajpai i in. 2010; Olowoyo i in. 2011). W krajach uprzemysłowionych głównymi źródłami zanieczyszczeń powietrza są duże ośrodki przemysłowe, przede wszystkim z przemysłem ciężkim emitującym ogromne ilości pyłów i gazów. W krajach bloku wschodniego, w tym także w Polsce, w okresie gospodarki socjalistycznej (lata sześćdziesiąte, siedemdziesiąte i osiemdziesiąte XX wieku) emisje przemysłowe stanowiły kilkadziesiąt procent wszystkich źródeł antropogenicznych. W Polsce od 1990 roku obserwujemy istotny spadek całkowitej emisji głównych zanieczyszczeń powietrza takich jak dwutlenek siarki, tlenki azotu, tlenek węgla, niemetanowe lotne związki organiczne, amoniak ale przede wszystkim pyły (Ochrona Środowiska 2015). Było to generalnie związane z restrukturyzacją przemysłu, zamykaniem przestarzałych i nierentownych zakładów a także, w jakimś stopniu, troską o środowisko. Niestety, w związku z energetyką opartą na węglu, niewiele zmniejszyła się emisja dwutlenku węgla. Jeśli dla okresu badań 2000-2014 porównujemy emisje z zakładów szczególnie uciążliwych to zauważamy zdecydowane zmniejszenie się ich wartości. Należy podkreślić, że emisje przemysłowe stanowią obecnie zaledwie kilkanaście procent całkowitej emisji zanieczyszczeń. Dużo większy udział ma emisja z innych źródeł stacjonarnych – głównie gospodarstw domowych (tzw. niska emisja) i przede wszystkim bardzo rozwinięty transport drogowy (Ochrona Środowiska 2015). Na

zanieczyszczenie powietrza oprócz rodzimej emisji wpływa również transport transgraniczny, który w zależności od lokalizacji stacji jest mniej lub bardziej istotny. Można to wykazać na podstawie Stacji Szymbark położonej w południowo-wschodniej części Polski, blisko granicy ze Słowacją (z jej uprzemysłowionym regionem) czy zlokalizowaną w północno-wschodniej części kraju Puszczą Borecką, sąsiadującą z obwodem kaliningradzkim (Sawicka-Kapusta i in. 2014). Na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w powietrza niebagatelny wpływ mają warunki meteorologiczne i jest to kolejny bardzo ważny czynnik, który ma wpływ na bioakumulację metali ciężkich w plechach porostów, nawet jeśli jego roli nie da się wprost wytłumaczyć (Conti, Cecchetti 2001; Prządka i in. 2012). Główną rolę odgrywają kierunek i prędkość wiatru, które wpływają na tempo przemieszczania się zanieczyszczeń i trasę ich transportu (Bajpai i in. 2010). Dużą rolę odgrywają cisze czyli okresy bezwietrzne, które pogarszają wentylację powietrza, co przyczynia się do wzrostu i utrzymywania się stężeń zanieczyszczeń. Pewien wpływ mają opady atmosferyczne szczególnie deszcze, ponieważ w zależności od ich intensywności i czasu trwania wymywają różne ilości zanieczyszczeń z powietrza. Różne rodzaje opadów zawierają różne ilości związków chemicznych. Opady wpływają również na stopień uwodnienia plech porostów, co wiąże się z większym pobieraniem przez nie metali z atmosfery (Conti, Cecchetti 2001). Temperatura wpływa pośrednio na jakość powietrza – w sezonie zimowym przy niskich temperaturach zwiększa się niska emisja pochodząca z intensywnego ogrzewania mieszkań. Akumulacja metali ciężkich i siarki w porostach i ich przydatność w ocenie zanieczyszczenia powietrza jest wypadkową wszystkich wymienionych czynników, ale także procesów fizjologicznych zachodzących w tych organizmach i była udowodniona ponad 30 lat temu (Nieboer i in. 1972, Seaword 1974, Burton 1986). Jednak próba korelacji wielkości akumulacji z pojedynczymi czynnikami nie wydaje się być prostą zależnością. W czasie prowadzonych badań w Stacjach Bazowych ZMŚP wyraźnie zaobserwowano wpływ omówionych wyżej czynników, chociaż obszary te należą do średnio lub mało zanieczyszczonych. Te zależności są łatwiejsze do zilustrowania w terenach bardziej zanieczyszczonych, szczególnie przy silnej dominacji pojedynczego źródła emisji.

POPRAWA JAKOŚCI POWIETRZA NA PRZESTRZENI CZTERNASTU LAT.

Całkowita emisja pyłów z zakładów szczególnie uciążliwych wynosiła w Polsce w 2000 roku 180,5 tys. ton a w roku 2013 tylko 49,5 tys. ton, natomiast emisja SO_2 odpowiednio 1040,2 tys. ton i 426,9 tys. ton. W poszczególnych województwach emisje pyłów w 2013 roku były niższe i stanowiły od 25 do 50% wartości z roku 2000, także emisje SO_2 były od 2 do 4 razy niższe niż w 2000 roku (Ochrona Środowiska 2015). Według informacji podawanych przez Główny

Urząd Statystyczny całkowita emisja metali ciężkich (Cd, Pb, Ni, Cr, Cu, Zn) w Polsce w latach 2000-2013 nie uległa istotnym zmianom. Można obserwować niewielkie fluktuacje w różnych latach w zależności od pierwiastka. Przykładowo emisja chromu w 2000 roku wynosiła 47,1 ton i 46,5 ton w 2013 roku, a niklu odpowiednio 165,7 i 147,6 ton. Emisja kadmu zmniejszyła się z 19,7 ton w 2000 roku do 15,3 ton w 2013 roku. Całkowita emisja miedzi w 2000 roku wynosiła 331,9 ton a w 2013 roku wzrosła do 350,9 ton, natomiast ołowiu z 524,0 ton do 561,2 ton. Emisja cynku również wzrosła pomiędzy 2000 a 2013 rokiem z 1423 ton do 1588 ton. Dane dotyczące emisji metali w poszczególnych województwach dotyczą emisji z zakładów szczególnie uciążliwych a nie emisji całkowitej. Jeśli prześledzimy te wartości to w większości województw zaznacza się obniżenie emisji metali w 2013 roku w stosunku do 2000 roku. Niestety, tak jak w przypadku pyłów i SO_2 wielkość emisji metali z tego źródła stanowi tylko niewielki procent emisji całkowitej. Nie da się więc ich porównać z akumulacją pierwiastków w plechach porostów, ponieważ dane te nie uwzględniają wszystkich źródeł. Nic nie wiemy o wielkości emisji metali z niskiej emisji i transportu. Dane takie, gdyby były dostępne, na pewno pozwoliłyby uzasadnić zanieczyszczenie badanych Stacji Bazowych ZMŚP. Jednak należy również zaznaczyć, że dane o emisjach podawane dla całego kraju lub nawet dla mniejszego obszaru jakim jest województwo nie są adekwatne dla terenu Stacji Bazowych i w związku z tym nie odzwierciedlają zmian stanu powietrza badanych zlewni. Zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowych ZMŚP zmieniało się w czasie prowadzonych w latach 2001-2014 badań. Było ono zróżnicowane na poszczególnych stacjach, ale także zróżnicowane pod względem badanych pierwiastków. W pierwszym okresie badań w latach 2001-2005 koncentracja większości analizowanych pierwiastków była znacznie wyższa na prawie wszystkich Stacjach Bazowych w porównaniu do okresu późniejszego. Od roku 2007 rejestrowano na ogół niższe ilości zarówno metali ciężkich jak i siarki. Jednak samo zmniejszenie bezwzględnych wartości stężeń nie zawsze pozwala na wyciągnięcie wniosków o poprawie jakości powietrza, uprawniają do tego dopiero wyniki zastosowanych testów statystycznych. W czasie czternastu lat prowadzonych badań, pomimo widocznych fluktuacji, zanieczyszczenie powietrza kadmem nie zmieniło się i to zarówno w stacjach bardziej zanieczyszczonych (Szymbark i Św. Krzyż) jak i mniej zanieczyszczonych (Storkowo i Wigry). Na wszystkich Stacjach, z wyjątkiem Stacji Św. Krzyż, istotnie statystycznie obniżyło się zanieczyszczenie powietrza ołowiem. W Stacji Św. Krzyż zanieczyszczenie powietrza ołowiem było najwyższe i utrzymywało się na tym samym poziomie przez cały okres badań. Zanieczyszczenie powietrza miedzią w Stacjach Bazowych było zróżnicowane. W trzech stacjach: Szymbark, Św. Krzyż, Storkowo utrzymywało się na tym samym poziomie, obniżyło się w Stacjach Kampinos i Wigry, a nieznacznie wzrosło na terenie Stacji Puszcza Borecka. Na wszystkich Stacjach na przestrzeni czternastu lat nie zmieniło się

zanieczyszczenie powietrza cynkiem. Najwyższe koncentracje niklu w plechach porostów na wszystkich Stacjach wykazano w 2007 roku, pomimo obniżenia się jego poziomów w następnych latach, nie wykazano poprawy jakości powietrza pod względem zawartości tego metalu. Zanieczyszczenie żelazem obniżyło się na czterech stacjach (Kampinos, Storkowo, Puszcza Borecka i Wigry) a na dwóch utrzymywało się na tym samym poziomie. Na wszystkich Stacjach wykazano istotne statystycznie obniżenie zanieczyszczenia powietrza chromem. Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki zmniejszyło się tylko w Stacji Wigry, natomiast na pozostałych Stacjach Bazowych, pomimo rejestrowania w ostatnich latach nieco niższych koncentracji siarki w porostach, nie wykazano poprawy jakości powietrza. Podsumowując należy stwierdzić, że w ciągu czternastu lat badań (2001-2014) nastąpiła poprawa jakości powietrza na obszarze Stacji Bazowych ZMŚP pod względem zanieczyszczenia ołowiem, chromem i żelazem, natomiast nie zmieniło się zanieczyszczenie kadmem, cynkiem, niklem i dwutlenkiem siarki. Trzeba również podkreślić, że ilość badanych pierwiastków stwierdzona w plechach porostów różnicuje stacje na bardziej i mniej zanieczyszczone. Do tych o złej jakości powietrza zaliczono, w ciągu całego okresu Stacje: Św. Krzyż i Szymbark, do średnio zanieczyszczonych Stację Kampinos, a do stosunkowo czystych Stacje: Storkowo, Wigry i Puszcza Borecka, co wiązać można zarówno z ich położeniem fizycznogeograficznym jak i zróżnicowanym oddziaływaniem źródeł emisji.

LITERATURA

Augusto S., Máguas C., Matos J., Pereira M.J., Branquinho C., 2010. Lichens as an integrating tool for monitoring PAH atmospheric deposition: A comparison with soil, air and pine needles. Environmental Pollution158: 483-489.

Bajpai R., Upreti D.K., Nayaka S., Kumari B., 2010. Biodiversity, bioaccumulation and physiological changes in lichens growing in the vicinity of coal-based thermal power plant of Raebareli district, north India. Journal of Hazardous Materials 174: 429–436.

Białońska D., Dayan F.E., 2005. Chemistry of the lichen *Hypogymnia physodes* transplanted to an industrial region. Journal of Chemical Ecology 31: 2975-2991.

Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S., Gallorini M., 2007. Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site.Environmental Pollution148: 468-476.

Bugacka M., Borkowski J., Brejnak E., Brodowska M., Curyło A., Degórska A., Dygas-Ciołkowska L., Iwanek J., Kois B., Kobus D., Krzysin J., Lityńska Z., Mitosek G., Rajewska-Więch B., Skotak K., Śnieżek T., Toczko B., Wiech K., 2005. Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w latach 2003-2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Burton M.A.S., 1986. Biological monitoring of environmental contaminants. MARC Rep. 32, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London, London.

Conti M.E., Cecchetti G., 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. Environmental Pollution 114: 471-492.

De Wit T., 1983. Lichens as indicators for air quality. Environmental Monitoring and Assessment 3: 273-282.

Dębski B., Olecka A., Bebkiewicz K., Kargulewicz I., Rutkowski J., Zasina D., Zimakowska-Laskowska M., Żaczek M., 2015. Krajowy bilans emisji SO_2, NO_X, CO, NH_3, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO w układzie klasyfikacji SNAP I NFR. Raport podstawowy. IOŚ-PIB. Warszawa.

Fałtynowicz W., 2014. Porosty jako biowskaźniki zmian w środowisku Karkonoszy. Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra.

Folkeson L., 1979. Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine applicability mosses and lichens: – applicability to deposition measurements. Water, Air and Soil Pollution 11: 253-260.

Jeran Z., Mrak T., Jaćimovoć R., Baltić F., Kastelec D., Mavstar R., Simončić P., 2007. Epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric pollution in Slovenian forests. Environmental Pollution146: 324-331.

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Kostrzewski A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – cele, założenia i zadania. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Propozycje programowe. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 7-22.

Kranner I., Beckett R.P., Varma A.K., (red.), 2002. Protocols in lichenology. Culturing, biochemistry, ecophysiology and use in biomonitoring. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

Kremer B., Muhle H., 1998. Porosty, mchy, paprotniki. Bertslemann Media, Warszawa.

Kruszyk R., (red.), 2006. Stan, przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994-2004 na podstawie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Kularatne K.I.A., de Freitas C.R., 2013. Epiphytic lichens as biomonitors of airborne heavy metal pollution. Environmental and Experimental Botany 88: 24-32.

LeBlanc F., De Sloover J., 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Canadian Journal of Botany48: 1485-1496.

Lipnicki L., 2003. Porosty Borów Tucholskich. Przewodnik do oznaczania gatunków listkowatych i krzaczkowatych. Studio Reklamy „COMPLEX". Charzykowy.

Lodenius M., Kiiskinen J., Tulisalo E., 2010. Metal levels of an epiphytic lichen as indicators of air quality in a Finnish suburb. Boreal Environment Research 15: 446-452.

Łomnicki A., 2010. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Martin M.H., Coughtrey P.J., 1982. Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and air. Applied Science Publishers, London and New York.

Migaszewski Z.M., Gałuszka A., Pasławski P., 2002. Polynuclear aromatic hydrocarbons, phenols and trace metals in selected soil profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, south-central Poland. Environmental International 28: 303-313.

Nash III T.H., (red.), 2008. Lichen biology. Cambridge University Press. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, Sao Paulo, Delhi.

Nieboer E., Ahmed H.M., Puckett K.J., Richardson D.H.S., 1972. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario. Lichenologist 5: 292-304.

Ochrona Środowiska 2015. Informacje i opracowania statystyczne. GUS. Warszawa.

Olendrzyński K., Dębski B., Skośkiewicz J., Kargulewicz I., Kluz M., Radwański E., Galiński W., Kozakiewicz J., Mąkosa L., Fudała J., Hławiczka S., Cenowski M. 2005. Inwentaryzacja emisji do powietrza za rok 2003. Instytut Ochrony Środowiska, Krajowe centrum inwentaryzacji emisji. Warszawa.

Olowoyo J., van Herden E., Fischer J.L., 2011. Trace element concentrations from lichen transplants in Pretoria, South Africa. Environmental Science Pollution Research, 18: 663-668.

Pilegaard K., 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks. Water, Air and Soil Pollution 11: 77-91.

Prządka Z., Degórska A., Skotak K., 2012. Zależność pomiędzy stężeniami metali ciężkich i pyłu PM10 a parametrami meteorologicznymi w Puszczy Boreckiej w latach 2005-2011. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 13: 85-92.

Puckett K.J., 1988. Bryophytes and lichens as monitors as metal deposition. Lichens, Bryophytes and Air Quality. Bibliotheca Lichenologica, 30: 231-267.

Rühling A., Tyler G., 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21: 92-97.

Rusu A.M., Jones G.C., Chimonides P.D.J., Purvis O.W., 2006. Biomonitoring using the lichen *Hypogymnia physodes* and bark samples near Zlatna, Romania immediately following closure of a copper ore-processing plant. Environmental Pollution 143: 81-88.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Bydłoń G., 2007. Monitoring zanieczyszczenia powietrza Stacji Bazowych ZMŚP metalami ciężkimi i dwutlenkiem siarki w 2005 roku z zastosowaniem porostu *Hypogymnia physodes*. XVII Ogólnopolskie Sympozjum „Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000". A. Kostrzewski i A. Andrzejewska (red.), Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 217-226.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Bydłoń G., Pizło A., Marek A., 2008. Zanieczyszczenie powietrza na terenie Stacji Bazowych ZMŚP w 2007 roku na podstawie koncentracji metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes*. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 9: 69-75.

Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Dudzik P., Gołuszka K., 2014. Zanieczyszczenie powietrza Stacji Bazowych ZMŚP w 2011 roku na podstawie koncentracji metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes* zebranych z naturalnego środowiska. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 16: 49-57.

Seaword M.R.D., 1974. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. Lichenologist 6: 158-164.

Sorbo S., Aprile G., Strumia S., Cobianchi R.C, Leone A., Basile A., 2008. Trace element accumulation in *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf exposed in Italy's so called Triangle of Death.Science of Total Environment 407: 647-654.

Thomas W., 1984. Statistical models for the accumulation of PAH, chlorinated hydrocarbons and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. Water, Air and Soil Pollution 22: 351- 371.

Wegener J.W.M., van Schaik M.J.M., Aiking H., 1992. Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. Environmental Pollution 76: 15-18.

Zimny H., 2006. Ekologiczna ocena stanu środowiska. Bioindykacja i biomonitoring. Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorczyk. Warszawa.

PRZEMIANY SZATY ROŚLINNEJ GEOEKOSYSTEMÓW POLSKI W LATACH 1996-2016 NA PRZYKŁADZIE MIKROZLEWNI CHWALIMSKIEGO POTOKU (STACJA ZMŚP STORKOWO, POMORZE ŚRODKOWE)

Bogdan Jackowiak, Zbigniew Celka, Julian Chmiel

Zakład Taksonomii Roślin, Wydział Biologii,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza

CELE I ZADANIA MONITORINGU SZATY ROŚLINNEJ W RAMACH ZMŚP W POLSCE

W rozwinięciu głównego celu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Polsce (ZMŚP), którym jest „permanentna kontrola struktury i funkcjonowania ekosystemów – ich bioróżnorodności" (Kostrzewski 1993), rozpoczęto w roku 1996 stałe obserwacje szaty roślinnej. Ich przedmiotem jest flora – ogół lokalnych populacji gatunków roślin naczyniowych oraz roślinność – ogół lokalnych zbiorowisk roślinnych. Zasadniczym celem obserwacji jest kontrola zmian zachodzących współcześnie w strukturze szaty roślinnej wybranych obszarów Polski oraz ocena ich abiotycznych uwarunkowań. Metodologiczną podstawę takiego podejścia do problemu stanowi zasada bioindykacji, według której możliwe jest określenie stanów środowiska lub natężeń czynników środowiskowych przy pomocy odpowiednio wyskalowanych taksonów (lub syntaksonów) zwanych bioindykatorami (Szmajda 1994, uzupełnione). Zgodnie z ogólnym założeniem ZMŚP obserwacje geobotaniczne zapoczątkowane zostały w wybranych zlewniach reprezentatywnych przez następujące Stacje Bazowe: (1) Stacja Geoekologiczna w Storkowie (Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu), (2) Stacja ZMŚP w Wigierskim Parku Narodowym, (3) Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka (Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa), (4) Ośrodek Biologii Stosowanej w Koniczynce (Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu), (5) Stacja ZMŚP Kampinos w Kampinoskim Parku Narodowym, (6) Świętokrzyska Stacja Geoekologiczna w Świętym Krzyżu (Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach), (7) Stacja Naukowa w Szymbarku (Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa).

Obserwacje geobotaniczne prowadzone były od początku na podstawie raportu „Wytypowanie stałych powierzchni testowych dla badań fitosocjologicznych oraz kartowania w wybranych zlewniach reprezentatywnych (Jackowiak 1994), a także na podstawie zasad i wytycznych sformułowanych przez tego autora w opracowaniu pt. „Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody

badań" (Kostrzewski, Mazurek, Stach 1995). Problematyka geobotaniczna zawarta jest w dwóch programach pomiarowych: J1 – flora i roślinność zlewni reprezentatywnej oraz J2 – struktura i dynamika szaty roślinnej (powierzchnie stałe). Program J1 obejmuje swoim zakresem obszar całej zlewni i realizowany powinien być w długich odstępach czasowych (10-15 letnich), natomiast program J2 wykonywany jest w wytypowanych powierzchniach testowych o standardowej powierzchni 40×40 m podzielonej na 16 pól podstawowych o powierzchni 100 m^2 (10×10 m). W zależności od parametru obserwacje prowadzone są z różną częstotliwością (od 1 roku do 3 lat).

PRZEGLĄD ZADAŃ PRZYJĘTYCH DO REALIZACJI W WYBRANYCH ZLEWNIACH REPREZENTATYWNYCH W ODNIESIENIU DO SZATY ROŚLINNEJ

Stacja Bazowa Puszcza Borecka (Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa) – miała za zadanie kontrolę szaty roślinnej zlewni jeziora Łękuk, zlokalizowanej w północno-wschodniej części Polski, na pograniczu Gór Piłackich i Puszczy Boreckiej. Według podziału geobotanicznego Polski (Szafer 1977) zlewnia ta należy do okręgu Pojezierze Mazurskie (Kraina Mazursko-Kurpiowska, Dział Północny). Przedmiotem monitoringu prowadzonego od roku 1997 są przede wszystkim: flora i roślinność makrofityczna tego jeziora oraz otaczające go mezofilne lasy liściaste.

Stacja Bazowa Wigry w Wigierskim Parku Narodowym – podjęła się kontroli szaty roślinnej dolnego odcinka rzeki Czarna Hańcza w Wigierskim Parku Narodowym. Według podziału geobotanicznego Polski (Szafer 1977) zlewnia ta należy do okręgu Suwalskiego (Kraina Suwalsko-Augustowska, Dział Północny). Monitoring szaty roślinnej ukierunkowany jest tam na kontrolę stanu populacji i zbiorowisk roślinnych, w których występują rzadkie elementy arktyczne i borealne. Obserwacje prowadzone od roku 1998 pozwoliły potwierdzić występowanie wielu unikatowych składników polskiej flory, a stan ich zasobów uznano za zadowalający.

Stacja Bazowa Koniczynka (Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu) – miał za zadanie kontrolę szaty roślinnej wykształcającej się na obszarze całkowicie odlesionym, położonym w środkowej części zlewni Strugi Toruńskiej – w obrębie zlewni elementarnej Rowu Koniczyńskiego. Według podziału geobotanicznego Polski (Szafer 1977) zlewnia ta należy do okręgu Wysoczyzna Dobrzyńska (Kraina Pomorski Południowy Pas Przejściowy, Poddział Pas Równin Przymorskich i Wysoczyzn Pomorskich, Dział Bałtycki). Zgodnie z rolniczym charakterem zlewni reprezentatywnej, głównym celem obserwacji geobotanicznych, prowadzonych od roku 1999 jest śledzenie przemian strukturalnych flory i roślinności synantropijnej, funkcjonujących w warunkach silnej antropopresji.

Stacja Bazowa Kampinos w Kampinoskim Parku Narodowym – podjęła monitorowanie stanu szaty roślinnej w części zlewni Kanału Olszowieckiego, stanowiącego istotny element w sieci hydrograficznej parku narodowego. Według podziału geobotanicznego Polski (Szafer 1977) zlewnia ta należy do okręgu Warszawskiego (Kraina Mazowiecka, Poddział Pas Wielkich Dolin, Dział Bałtycki). Zlewnia reprezentatywna ma charakter łąkowo-bagienno-leśny, a głównym celem obserwacji geobotanicznych prowadzonych od 2000 roku jest ocena zmian zachodzących wzdłuż transektu obejmującego te trzy główne grupy siedlisk: bagienne, łąkowe i leśne.

Stacja Bazowa Święty Krzyż (Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach) – ma za zadanie kontrolę szaty roślinnej w kompleksie leśnym obejmującym główny masyw Łysogór. W regionalizacji geobotanicznej (Szafer 1977) obszar ten ujęty jest w okręgu Łysogórskim (Kraina Świętokrzyska, Poddział Pas Wyżyn Środkowych, Dział Bałtycki). Prowadzony od roku 2001 monitoring szaty roślinnej wzbogacił dotychczasową wiedzę na temat stanu flory i roślinności, w szczególności wyżynnego jodłowego boru mieszanego.

Stacja Bazowa Szymbark (Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa) – prowadzi kontrolę szaty roślinnej w zlewni Bystrzanki, usytuowanej w północno-zachodniej części Beskidu Niskiego. Zgodnie z podziałem geobotanicznym Polski (Pawłowski 1977) obszar ten należy do okręgu Beskidy (Dział Karpaty Zachodnie). Głównym przedmiotem monitoringu geobotanicznego prowadzonego od roku 2002 jest stan lasu dolnoreglowego.

Stacja Bazowa Storkowo (Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu) – realizuje monitoring szaty roślinnej w zlewni górnej Parsęty na Pomorzu Środkowym. W przypadku monitorowanych układów biotycznych trudno przeprowadzić bezpośrednie porównanie poszczególnych parametrów (np. zmian zachodzących w grądzie ze zmianami, które zachodzą w borze sosnowym). Istnieje natomiast głęboki sens w prowadzeniu analizy zmian w aspekcie czasowym w danym układzie przyrodniczym. W związku z powyższym w poniższym opracowaniu przedstawiono tylko rezultaty 20-letnich obserwacji prowadzonych w zlewni Chwalimskiego Potoku w zlewni górnej Parsęty na specjalnej powierzchni przeznaczonej do monitoringu roślinnego.

STAN I PRZEMIANY FLORY NACZYNIOWEJ W MIKROZLEWNI PO ZAPRZESTANIU UŻYTKOWANIA ROLNICZEGO – ANALIZA NA PRZYKŁADZIE CHWALIMSKIEGO POTOKU W ZLEWNI GÓRNEJ PARSĘTY

INFORMACJA O TERENIE BADAŃ

Stacja Bazowa w Storkowie – ma za zadanie kontrolę szaty roślinnej w zlewni górnej Parsęty, położonej na obszarze pagórkowatej, młodoglacjalnej wysoczyzny morenowej o ekstensywnym użytkowaniu rolniczym i leśnym. Według podziału geobotanicznego Polski (Szafer 1977) zlewnia ta usytuowana

jest w okręgu Wałecko-Drawskim (Kraina Pojezierze Pomorskie, Poddział Pas Równin Przymorskich i Wysoczyzn Pomorskich; Dział Bałtycki). Za najważniejszy cel monitoringu szaty roślinnej uznano śledzenie przemian flory i roślinności oraz zmian warunków abiotycznych zachodzących pod wpływem ekstensyfikacji użytkowania rolniczego.

Badania prowadzone są systematycznie od roku 1996 na terenie mikrozlewni cząstkowej Chwalimskiego Potoku, która obejmuje obszar 4,8 ha. Zlewnia ta usytuowana jest na morenie dennej falistej. Tworzy podsystem zlewni Młyńskiego Potoku, będącego dopływem górnej Parsęty (Szpikowska 2005). W podłożu występują gliny morenowe, zalegające na głębokości od 0,7 do 8,5 m poniżej poziomu terenu. Charakterystycznym elementem naturalnym zlewni jest centralnie położona dolinka wód roztopowych oraz zagłębienie wytopiskowe. W tej części glina została do pewnej głębokości przemyta przez odpływające wody roztopowe, w wyniku czego utworzył się tam bruk o miąższości do 40 cm. W pozostałej części na glinie morenowej zalegają różnoziarniste piaski z soczewkami żwirowymi. W środkowej i północnej części zlewni występuje warstwa piasków gliniastych o miąższości około 40 cm. Zróżnicowana litologia oraz warunki krążenia wody sprzyjały wytworzeniu 5 typów gleb (Marcinek, Komisarek 1998): gleby rdzawe właściwe, gleby płowe (podtyp: gleby płowe zaciekowe gruntowo-glejowe), gleby torfowo-murszowe, gleby gruntowo-glejowe właściwe i gleby deluwialne próchniczne.

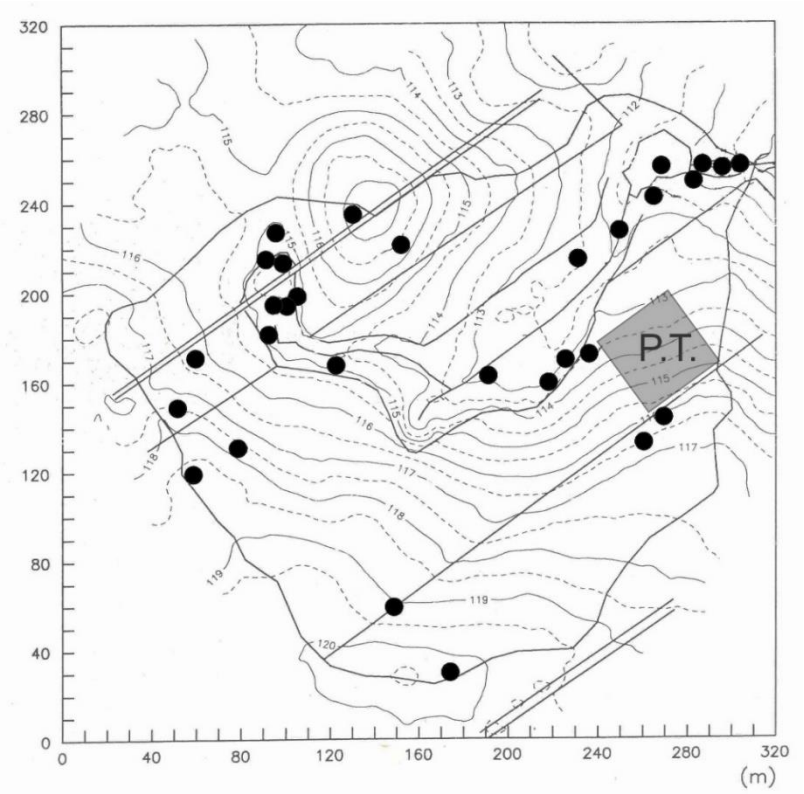
MATERIAŁ I METODY

Przedmiotem analizy są dane florystyczne zebrane w zlewni Chwalimskiego Potoku zgodnie z założeniami programów J1 – flora i roślinność w zlewni (lata 1996-2014) oraz J2 – struktura i dynamika szaty roślinnej – powierzchnie stałe (lata 1996-2016).

W kartowaniu fitosocjologicznym wykorzystano powszechnie stosowaną technikę Braun-Blanqueta (1964). Pozwala ona określić strukturę warstwową i skład gatunkowy roślinności oraz ocenić wielkość populacji poszczególnych gatunków w granicy kwadratów o boku 10×10 m. Zastosowane parametry struktury warstwowej dotyczyły sumarycznego pokrycia (wyrażonego w procentach) przez wszystkie gatunki tworzące warstwę drzew (a), krzewów (b), roślin zielnych (c) oraz warstwę mchów i porostów naziemnych (d). Z kolei w odniesieniu do pokrycia terenu przez populacje gatunków zastosowano skalę ilościowości wg Braun-Blanqueta (1964), gdzie pokrycie przez określoną populację gatunku roślin oznacza: [r] złożoną z 1-2 osobników zajmujących bardzo małą powierzchnię; [+] złożoną z kilku (rzadziej kilkunastu) osobników pokrywających niewielką powierzchnię; [1] umiarkowanie liczną (łączne pokrycie osobników nie przekracza 5% powierzchni); [2] pokrywającą 5-25%

powierzchni; [3] zajmującą 25-50% powierzchni; [4] pokrywającą powierzchnie podłoża w 50-75%; [5] pokrywającą powierzchnię przynajmniej w 75%.

W ramach programu J1 skartowano florę i roślinność w obrębie płatów roślinnych, reprezentujących zróżnicowanie fitocenotyczne szaty roślinnej zlewni Chwalimskiego Potoku. Zdjęcia fitosocjologiczne, zlokalizowane w reprezentatywnych dla mikrozlewni punktach (obejmujących pełen zakres zmienności siedliskowej), wykonano w trzech powtórzeniach – w latach: 1996, 2003 i 2014. Łącznie w tej skali wykonano 90 zdjęć fitosocjologicznych, po 30 w każdym roku (*Ryc. 4.3.1*).

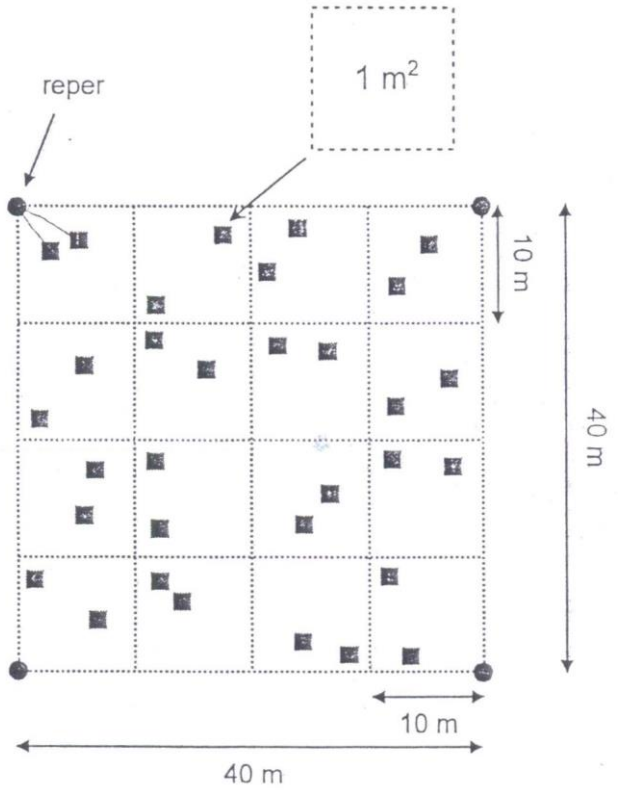


Ryc. 4.3.1. Rozmieszczenie stałych, reprezentatywnych punktów badawczych w mikrozlewni Chwalimskiego Potoku wykorzystywanych w ramach podprogramu J1 ZMŚP w Polsce
Objaśnienia: P.T. – powierzchnia testowa

Z kolei w ramach programu J2, na odłogowanym gruncie porolnym zajmującym łagodny skłon o wystawie NW wytyczono powierzchnię testową o wymiarach 40×40 m, podzieloną na 16 pól podstawowych o powierzchni 100 m^2 (10×10 m) (*Ryc. 4.3.2*). W ich granicach kartowanie metodą zdjęć fitosocjologicznych Braun-Blanqueta (1964) przeprowadzono w dziewiętnastu

powtórzeniach (z wyjątkiem roku 2001 i 2006) zgodnie z ogólnymi założeniami metodycznymi. Prace terenowe dokumentujące stan flory i roślinności w obrębie powierzchni podstawowych wykonywano zawsze w połowie sierpnia. Łącznie w całym okresie wykonano 304 zdjęcia fitosocjologiczne (po 16 w każdym roku obserwacji).

W analizie zwrócono uwagę na następujące cechy określające stan flory: (1) bogactwo gatunkowe, (2) strukturę geograficzno-historyczną flory (zgodnie z ogólnym podziałem Kornasia 1981), (3) udział form życiowych na podstawie klasyfikacji Raunkiaera (Kornaś, Medwecka-Kornaś 2002) oraz (4) jej stan synekologiczny, określony udziałem gatunków o zróżnicowanej skali wymagań siedliskowo-fitocenotycznych.



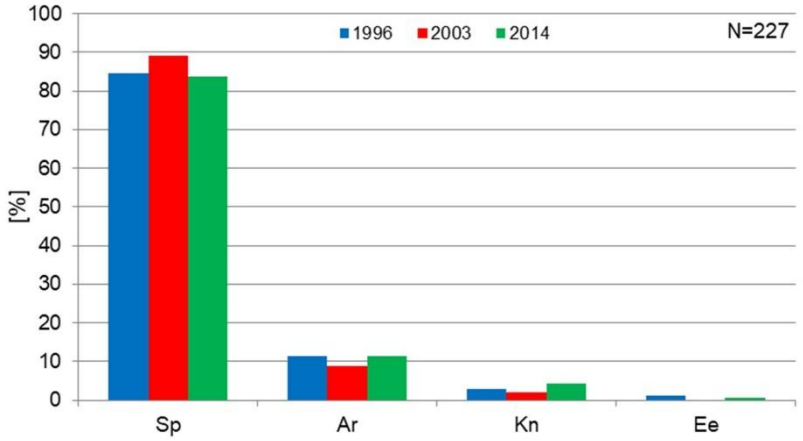
Ryc. 4.3.2. Struktura powierzchni testowej wykorzystywanej w ramach podprogramu J2, realizowanego w mikrozlewni Chwalimskiego Potoku

ZMIANY RÓŻNORODNOŚCI GATUNKOWEJ FLORY NACZYNIOWEJ ZLEWNI CHWALIMSKIEGO POTOKU

W latach 1996-2014 występowało na terenie mikrozlewni Chwalimskiego Potoku łącznie 227 gatunków roślin naczyniowych (*Załącznik 4.3.1*), przy czym w okresie tym zmieniała się nie tylko liczba gatunków, ale także struktura flory.

Najwięcej gatunków (176) odnotowano w pierwszym roku obserwacji, czyli wkrótce po zaprzestaniu rolniczego użytkowania zlewni. W pierwszym okresie poziom bogactwa florystycznego obniżył się do 146 gatunków (stan z 2003 rok), a następnie wzrósł do poziomu 167 gatunków (w 2014 roku). Trzon flory tworzyło 109 gatunków, utrzymujących się w mikrozlewni już przez niemal 20 lat, 44 gatunki notowano dwukrotnie, natomiast 74 gatunki tylko jeden raz.

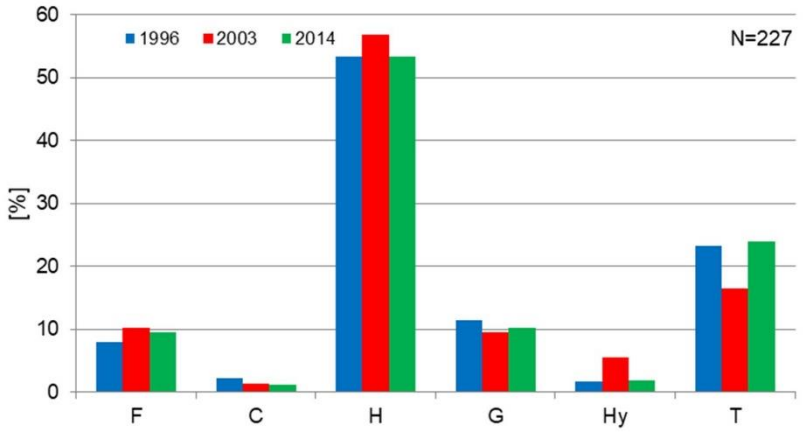
Struktura geograficzno-historyczna flory charakteryzuje się zdecydowaną dominacją gatunków rodzimego pochodzenia (spontaneofitów) nad obcymi składnikami lokalnej flory (antropofitami) (*Ryc. 4.3.3*). Udział gatunków rodzimych kształtuje się na poziomie 84-89%. Wśród roślin obcego pochodzenia wyraźnie przeważają gatunki zawleczone na teren Polski przed końcem XV wieku (archeofity), których udział wynosi ok. 10%. Udział młodszych przybyszów (kenofitów) nie przekracza 5%. Sporadycznie, przy pierwszej i trzeciej kontroli stanu flory, odnotowano gatunki obcego pochodzenia rozprzestrzeniające się efemerycznie z uprawy.



Ryc. 4.3.3. Spektrum geograficzno-historyczne flory powierzchni reprezentatywnych w mikrozlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2014
Objaśnienia: gatunki rodzimego pochodzenia: Sp – spontaneofity; gatunki obcego pochodzenia: Ar – archeofity, Kn – kenofity, Ee – ergazjofigofity

Analiza struktury biologicznej flory, wyrażonej udziałem podstawowych grup form życiowych w ujęciu Raunkiaera, ukazuje zdecydowaną dominację roślin naziemnopąkowych, czyli hemikryptofitów (*Ryc. 4.3.4*). Łącznie stwierdzono 89 gatunków z tej grupy, a ich udział kształtował się na poziomie 52-55%. Drugą pod względem liczebności grupę stanowią rośliny jednoroczne, czyli terofity. Ogółem odnotowano 40 gatunków, a ich udział we florze oscylował w pobliżu 20%, przy czym znaczące były różnice między poszczególnymi latami. Szczególnie należy zwrócić uwagę na spadek relatywnego udziału tej grupy w 2003 roku, a następnie wzrost o blisko 10%, co w pewnym stopniu było

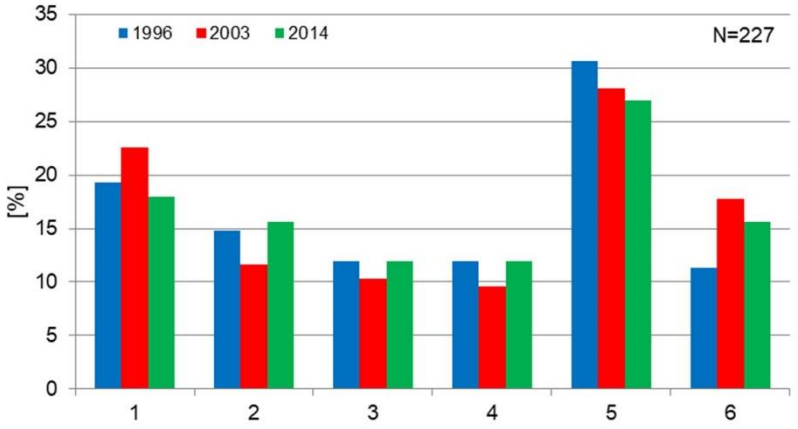
związane z dynamiką występowania hemikryptofitów. Spośród dwóch grup roślin skrytopączkowych zdecydowanie większą rolę we florze odgrywają geofity (których udział wynosi około 10%), niż hydrofity, osiągające kilkuprocentowy udział. Zróżnicowanie gatunkowe drzew i krzewów (fanerofitów) powoli wzrasta, zbliżając się do 10%. Spektrum biologiczne flory uzupełniają chamefity, z 1-2% udziałem.



Ryc. 4.3.4. Udział grup biologicznych – form życiowych w ujęciu C. Raunkiaera we florze powierzchni reprezentatywnych mikrozlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2014
Objaśnienia: F – fanerofity, C – chamefity, H – hemikryptofity, G – geofity, Hy – hydrofity, T – terofity

Spośród 6 grup synekologicznych wyróżnionych we florze mikrozlewni, najbogatsza w gatunki jest grupa szeroko rozumianych roślin łąkowych (*Ryc. 4.3.5*). Początkowo ich udział przekraczał nawet 30% flory, a następnie zmniejszał się systematyczne do poziomu poniżej 27%. Warto podkreślić, że w grupie tej skupione są gatunki o dość zróżnicowanych wymaganiach wilgotnościowych, od roślin preferujących łąki suche, poprzez gatunki siedlisk o średniej wilgotności, do łąk przynajmniej okresowo podmokłych. Fragmenty tego typu łąk zajmują siedliska nisko położone, leżące w bezpośrednim kontakcie z ciekiem wodnym. Właśnie rośliny wodne i nadwodne tworzą drugą – po łąkowych – pod względem bogactwa gatunkowego grupę synekologiczną, a ich udział waha się w pobliżu 20%, przy czym w ostatnim okresie wykazuje tendencję spadkową. Ze względu na zachodzący w zlewni proces sukcesji wtórnej, szczególnie interesująca jest dynamika gatunków leśnych (grupa 6), a także gatunków związanych z dawnymi polami uprawnymi (grupa 2) i towarzyszącymi im siedliskami ruderalnymi (grupa 3). Przede wszystkim odnotowano wyraźny wzrost roli gatunków leśnych, z poziomu 10% do ponad 15%. Wywodzą się one przede wszystkim z mezotroficznych lasów liściastych.

Z kolei udział gatunków segetalnych (chwastów towarzyszących uprawom) i ruderalnych podlega wprawdzie pewnym fluktuacjom, ale nadal utrzymuje się na poziomie 15% (grupa 2) i 12% (grupa 3). Podobna uwaga dotyczy grupy 4, obejmującej gatunki związane z suchymi murawami i ciepłolubnymi okrajkami.



Ryc. 4.3.5. Udział grup synekologicznych we florze powierzchni reprezentatywnych mikrozlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2014
Objaśnienia: 1 – gatunki wodne i nadwodne, 2 – gatunki segetalne, 3 – gatunki ruderalne, 4 – gatunki suchych muraw i ciepłolubnych okrajków, 5 – gatunki łąkowe, 6 – gatunki porębowe i leśne

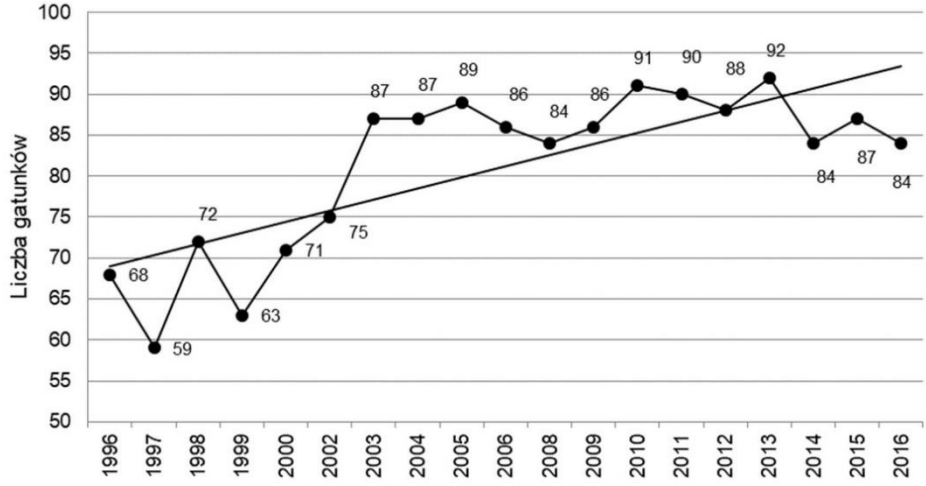
ZMIANY RÓŻNORODNOŚCI GATUNKOWEJ FLORY NA POWIERZCHNI TESTOWEJ W ZLEWNI CHWALIMSKIEGO POTOKU

W okresie 20 lat systematycznych obserwacji na powierzchni testowej stwierdzono łącznie 147 gatunków roślin naczyniowych, tj. ok. 64,8% flory mikrozlewni Chwalimskiego Potoku. Najmniejszą liczbę gatunków (59) odnotowano w roku 1997, zaś najwyższą (92) w 2013 roku. Od początku badań liczba gatunków systematycznie rosła, choć w zróżnicowanym tempie (*Ryc. 4.3.6*):

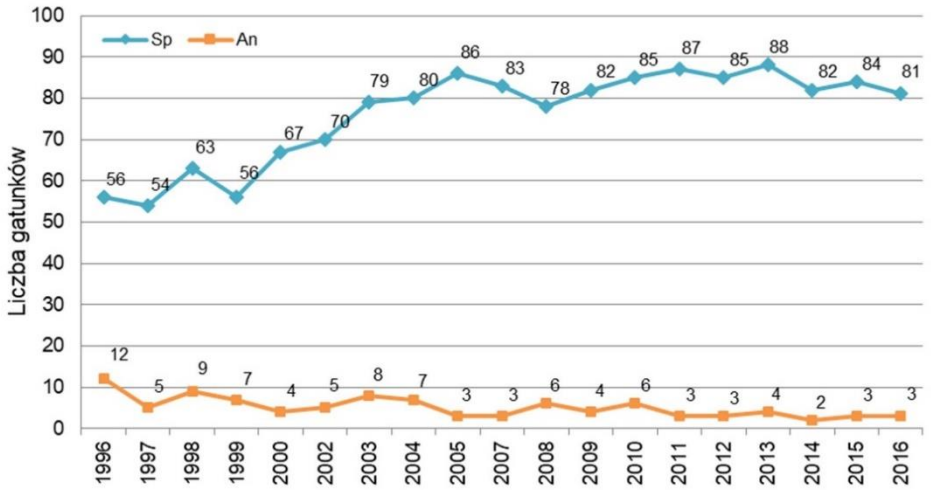
- w pierwszych czterech latach liczba gatunków zmieniała się fluktuacyjnie – od 68 w roku 1996, poprzez 59 w roku 1997 i 72 w roku 1998 do 63 gatunków w roku 1999;
- w kolejnych latach obserwowany był sukcesywny wzrost bogactwa florystycznego, które w 2003 roku osiągnęło poziom 86 gatunków;
- od tego roku liczba gatunków zmieniała się w niezbyt szerokim zakresie, od 84 do 92 gatunków.

Zmianie liczby gatunków towarzyszyły przemiany jakościowo-ilościowe struktury geograficzno-historycznej, biologicznej i synekologicznej flory. Po roku 1996 pojawiło się 78 gatunków nieodnotowanych w pierwszym roku badań,

z drugiej zaś strony, po roku 2004 nie udało się potwierdzić 19 gatunków roślin występujących na powierzchni testowej w pierwszym roku badań.



Ryc. 4.3.6. Zmiany liczby gatunków roślin naczyniowych na powierzchni testowej w zlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2016

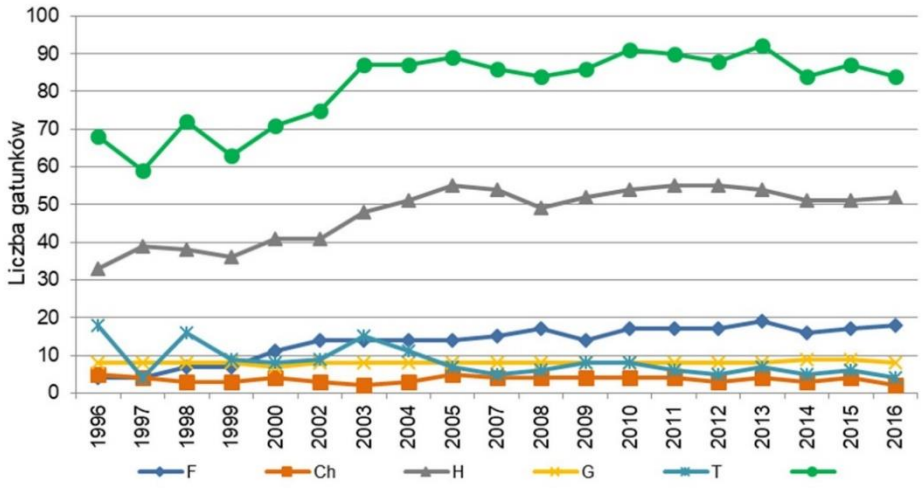


Ryc. 4.3.7. Zmiany udziału gatunków rodzimych (spontaneofitów) i obcych (antropofitów) na powierzchni testowej w zlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2016

W latach 1996-2016 na powierzchni testowej stwierdzono łącznie 21 gatunków obcego pochodzenia, przy czym w miarę postępującej sukcesji ich liczba sukcesywnie zmniejszała się (*Ryc. 4.3.7*). O ile w pierwszym roku odnotowano 12 antropofitów, to w roku 2016 występowały już tylko 3 obce

gatunki. Do stałych składników flory powierzchni testowej należą: wierzbownica orzęsiona *Epiliobium ciliata*, wyka wąskolistna *Vicia angustifolia* i wyka drobnokwiatowa *V. hirsuta*. Pozostałe antropofity obserwowane są efemerycznie, przede wszystkim na mikrosiedliskach tworzonych przez zwierzęta (kretowiska, mrowiska, buchtowiska). Stopniowemu spadkowi liczby gatunków obcego pochodzenia towarzyszy szybki, szczególnie w pierwszych 10 latach, wzrost liczby gatunków rodzimych, z 56 w roku 1996 do 88 w roku 2013. W ten sposób zasadniczo zmienia się proporcja udziału gatunków obcych do rodzimych, z 12/56 w roku 1996 do 3/81 w roku 2016.

Spadek liczby antropofitów, które z reguły należą do roślin jednorocznych, wpływa jednocześnie na kierunek zmian struktury biologicznej flory powierzchni testowej. Warto zauważyć, że w ciągu 20 lat nastąpił znaczący spadek udziału tej grupy roślin (z 12 do 2-3 gatunków), przy czym w równym stopniu dotyczy do terofitów obcego i rodzimego pochodzenia (*Ryc. 4.3.8*). Największe zmiany dotyczące terofitów miały miejsce w pierwszej fazie sukcesji wtórnej, natomiast od 2005 roku ich udział pozostaje na stabilnym, niskim poziomie. W tym czasie znacząco zwiększyła się liczba bylin naziemnopąkowych (hemikryptofitów): od 34 gatunków (pierwszy rok obserwacji) do 55 gatunków w 2005 roku. Po roku 2005 udział hemikryptofitów ustabilizował się na poziomie 49-55 gatunków i nie wykazuje dalszej tendencji wzrostowej. Drugą, oprócz hemikryptofitów, grupą wykazującą tendencję wzrostową są drzewa i krzewy.

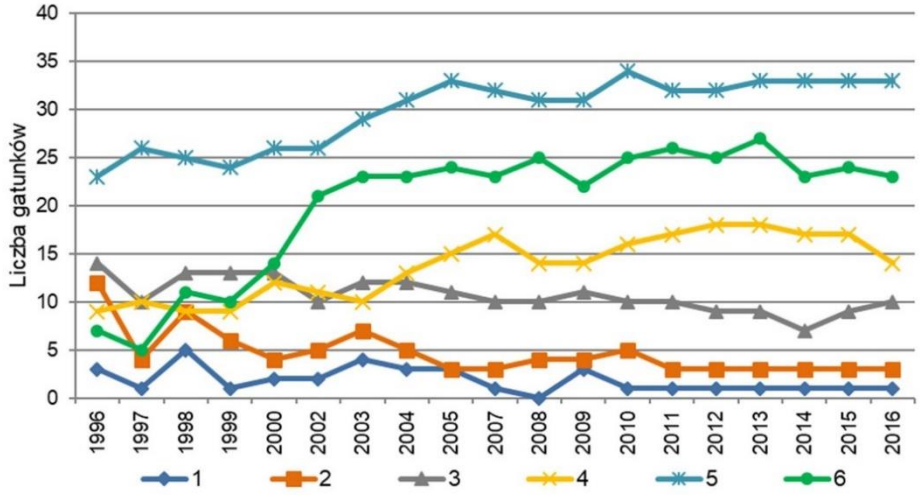


Ryc. 4.3.8. Zmiany udziału form życiowych roślin naczyniowych na powierzchni testowej w zlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2016
Objaśnienia: F – fanerofity, C – chamefity, H – hemikryptofity, G – geofity, Hy – hydrofity, T – terofity

Fanerofity występowały na powierzchni testowej już w roku 1996. Stwierdzono wówczas siewki następujących pięciu gatunków: brzoza

brodawkowata *Betula pendula*, klon zwyczajny *Acer platanoides*, głóg jednoszyjkowy *Crataegus monogyna*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior* i grusza pospolita *Pyrus pyraster*. W kolejnych latach odnotowano pierwsze wystąpienia takich drzew i krzewów jak: sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* i wierzba uszata *Salix aurita* (1998 r.), wierzba szara *Salix cinerea* (1999 r.), kruszyna pospolita *Frangula alnus*, topola osika *Populus tremula*, wierzba iwa *Salix caprea* (2000 r.), czeremcha pospolita *Padus avium*, dąb szypułkowy *Quercus robur* (2002 r.), czeremcha amerykańska *Padus serotina* (2005). Od roku 2002 liczba fanerofitów kształtuje się na poziomie 15-20 gatunków. Na stałym, niskim poziomie, przez cały okres obserwacji utrzymuje się udział chamefitów zielnych oraz geofitów (skrytopączkowych).

Struktura synekologiczna flory powierzchni testowej odbiega od spektrum opisanego dla całej mikrozlewni, ponieważ flora ta zawiera tylko pojedyncze gatunki siedlisk nadwodnych (grupa 1). Stosunki ilościowe między pozostałymi grupami generalnie nawiązują do sytuacji panującej w całej mikrozlewni. Od początku, największy udział mają gatunki siedlisk łąkowych (*Ryc. 4.3.9*), których udział wzrósł przez 20 lat o 10 gatunków. Analiza dynamiki pozostałych grup synekologicznych wskazuje wyraźnie, że najszybciej zmiany ich udziału następowały w ciągu pierwszych pięciu lat sukcesji wtórnej. W tym okresie wyraźnie zarysowały się też, utrzymujące się później tendencje: (*i*) wyraźny spadek udziału gatunków segetalnych i spadek (choć nie tak znaczący) gatunków ruderalnych, oraz (*ii*) wzrost udziału gatunków leśno-zaroślowych i roślin pochodzących ze zbiorowisk murawowych.



Ryc. 4.3.9. Zmiany udziału grup synekologicznych roślin naczyniowych na powierzchni testowej w zlewni Chwalimskiego Potoku w latach 1996-2016
Objaśnienia: 1 – gatunki wodne i nadwodne, 2 – gatunki segetalne, 3 – gatunki ruderalne, 4 – gatunki suchych muraw i okrajków, 5 – gatunki łąkowe, 6 – gatunki porębowe i leśne

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Prowadzony od 20 lat monitoring szaty roślinnej w ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Polsce obejmuje 7 zlewni reprezentatywnych usytuowanych w różnych regionach kraju. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki monitoringu szaty roślinnej pokrywającej mikrozlewnię Chwalimskiego Potoku, usytuowaną w zlewni górnej Parsęty na Pomorzu Środkowym. Przedmiotem obserwacji są zmiany składu gatunkowego i struktury flory roślin naczyniowych, zachodzące w toku sukcesji wtórnej na gruntach porolnych. W pierwszych latach transformacji agrarnej (lata 1990-2004) ugorowanie i odłogowanie pól uprawnych było zjawiskiem częstym w niektórych regionach Polski. Zakłada się, że rolnicze użytkowanie terenu ma istotny wpływ na funkcjonowanie geoekosystemów i w związku z tym powinno być przedmiotem wnikliwej i stałej obserwacji. W zlewni Chwalimskiego Potoku są one prowadzone na dwóch poziomach przestrzennych: (*i*) na obszarze całej mikrozlewni oraz (*ii*) na powierzchni testowej o wymiarach 40 × 40 m.

Monitoring szaty roślinnej rozwijającej się w mikrozlewni Chwalimskiego Potoku po zaprzestaniu użytkowania rolniczego wykazuje, że różnorodność gatunkowa flory roślin naczyniowych zmienia się w sposób charakterystyczny dla tego typu sytuacji środowiskowych i przejawia się na poziomie bogactwa gatunkowego oraz struktury biologicznej, geograficzno-historycznej i synekologicznej flory.

Flora naczyniowa mikrozlewni po zaprzestaniu użytkowania rolniczego wskazuje, że jest to geoekosystem bardzo dynamiczny. W okresie 20 lat, w puli gatunkowej flory mikrozlewni Chwalimskiego Potoku znajdowało się łącznie 227 gatunków roślin naczyniowych, ale tylko połowa z nich to składniki stabilne, tzn. występujące nieprzerwanie przez cały okres badań. Średni poziom bogactwa flory określa występowanie 150-170 gatunków. W wyniku postępującej sukcesji wtórnej, w skali całej mikrozlewni liczba gatunków spada. Tymczasem na powierzchni testowej, monitorowanej w cyklu rocznym zaobserwowano wzrost liczby gatunków, szczególnie wyraźny w pierwszych latach po zaprzestaniu użytkowania rolniczego.

Struktura geograficzno-historyczna flory, w której zapisana jest historia rolniczej działalności człowieka na terenie mikrozlewni, pokazuje że z jednej strony ślady te nadal są bardzo wyraźne, z drugiej natomiast, stopniowo – w toku sukcesji – zacierają się. W wyniku 20 letniego monitoringu wykazano, że udział obcych elementów we florze mikrozlewni nie zmienił się w stopniu znaczącym, natomiast obserwacje na powierzchni testowej wyraźnie wskazują na ustępowanie obcych gatunków na rzecz roślin rodzimych.

Struktura biologiczna flory, która w znacznej mierze decyduje o fizjonomii mikrozlewni oraz funkcjonowaniu geoekosystemu, zachowuje wzorzec charakterystyczny dla położenia geograficznego górnej Parsęty, wyróżniający się dominacją bylin naziemnopąkowych. Jednocześnie jednak – jak wykazują

wieloletnie badania – wzrasta różnorodność gatunkowa roślin wieloletnich, w szczególności drzew i krzewów. Zjawisko to można ocenić przede wszystkim na podstawie obserwacji prowadzonych na powierzchni testowej.

Struktura synekologiczna flory i jej dynamika, wskazują na kierunek i tempo przekształceń siedlisk składających się na badany geoekosystem. Szczególnie badania prowadzone na powierzchni testowej pokazują, że przemiany szaty roślinnej zmierzają stopniowo w kierunku formacji leśnej, co jest zgodne z ogólnymi prawidłowościami dotyczącymi sukcesji wtórnej. Analizując dotychczasowe zmiany składu gatunkowego flory można już założyć, że zmierzają one w kierunku lasów dębowych.

LITERATURA

Braun-Blanquet J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed. Springer, Wien, New York.

Jackowiak B., 1994. Wytypowanie stałych powierzchni testowych dla badań fitosocjologicznych oraz kartowania w wybranych zlewniach reprezentatywnych. Opracowanie wykonane w ramach ZMŚP (mskr.).

Kornaś J., 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. Wiadomości Botaniczne, 25(3): 165-168.

Kornaś J., Medwecka-Kornaś A., 2002. Geografia roślin. Wyd. Nauk. PWN Warszawa.

Kostrzewski A., 1993. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego; stan prac, etapy realizacji. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Wybrane problemy. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 11-18.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., (red.), 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.

Marcinek J., Komisarek J., 1998. Badania gleboznawcze nad zróżnicowaniem pokrywy glebowej w obrębie powierzchni testowej ZMŚP w Storkowie. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Materiały z IX Sympozjum ZMŚP „Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski", Storkowo, 2-4 września 1998. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 31-50.

Pawłowski B., 1977. Szata roślinna gór polskich. W: W. Szafer, K. Zarzycki (red.), Szata roślinna Polski, 2: 189-253.

Szafer W., 1977. Szata roślinna Polski Niżowej. W: W. Szafer, K. Zarzycki (red.), Szata roślinna Polski, 2: 7-188.

Szmajda P., 1994. Teoretyczne podstawy bioindykacji. W: L. Burchardt (red.), Teoria i praktyka badań ekologicznych, SORUS Poznań: 3-25.

Szpikowska G., 2005. Jakość wód infiltrujących jak wyznacznik intensywności ługowania gleb (zlewnia Chwalimskiego Potoku, górna Parsęta). W: A. Kostrzewski, R. Kolander (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji. Biblioteka Monitoringu Środowiska Poznań: 167-181.

Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szeląg Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. W: Z. Mirek (red.), Różnorodność biologiczna Polski, 2, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków: 1-183.

Załącznik 4.3.1. Lista gatunków obserwowanych na 30 wybranych (stałych) punktachw zlewni Chwalimskiego Potoku oraz na powierzchni testowej (P.T.)

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Acer platanoides L.	M	Sp	+	+	+	+
Achillea millefolium L. s. str.	H	Sp	+	+	+	+
Achillea ptarmica L.	H	Sp	+	+	+	+
Aegopodium podagraria L.	G, H	Sp	+	+	+	-
Agrimonia eupatoria L.	H	Sp	-	-	-	+
Agrostis capillaris L.	H	Sp	+	+	+	+
Agrostis gigantea Roth	H	Sp	+	+	+	+
Agrostis stolonifera L.	H	Sp	+	+	-	-
Alchemilla monticola Opiz	H	Sp	+	-	-	-
Alisma plantago-aquatica L.	Hy	Sp	-	+	-	-
Alopecurus geniculatus L.	H	Sp	+	-	-	-
Alopecurus pratensis L.	H	Sp	+	+	+	-
Anchusa arvensis (L.) M. Bieb.	T, H	Ar	+	-	-	-
Angelica sylvestris L.	H	Sp	+	+	+	+
Anthoxanthum odoratum L. s. str.	H	Sp	+	+	+	+
Anthriscus sylvestris (L.) Hoffm.	H	Sp	+	+	-	+
Apera spica-venti (L.) P. Beauv.	T, H	Ar	+	-	+	-
Aphanes arvensis L.	T	Ar	+	-	-	+
Arabidopsis thaliana (L.) Heynh.	T	Sp	-	-	-	+
Arnoseris minima (L.) Schweigg. & Körte	T	Sp	+	+	-	-
Arrhenatherum elatius (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	H	Sp	-	-	+	+
Artemisia vulgaris L.	H	Sp	+	+	+	+
Avenula pubescens (Huds.) Dumort.	H	Sp	+	+	+	+
Berula erecta (Huds.) Coville	Hy	Sp	+	+	+	-
Betula pendula Roth	M	Sp	+	-	+	+
Betula pubescens Ehrh. subsp. pubescens	M	Sp	+	-	-	+
Bidens tripartita L.	T	Sp	+	+	+	+
Briza media L.	H	Sp	+	-	+	-
Calamagrostis epigejos (L.) Roth	G, H	Sp	-	-	-	+
Caltha palustris L.	H	Sp	+	+	+	-
Campanula patula L. s. str.	H	Sp	-	-	+	+
Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.	H, T	Ar	+	+	+	-
Cardamine amara L. subsp. amara	H	Sp	+	+	+	-
Cardamine pratensis L. s. str.	H	Sp	-	+	-	-

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Cardaminopsis arenosa (L.) Hayek subsp. arenosa	H	Sp	+	-	+	-
Carduus crispus L.	H	Sp	-	-	-	+
Carex canescens L.	H	Sp	-	+	-	-
Carex cespitosa L.	H	Sp	-	-	+	-
Carex disticha Huds.	G	Sp	+	-	-	-
Carex elata All.	H, Hy	Sp	+	-	-	-
Carex hirta L.	G	Sp	+	+	+	-
Carex nigra Reichard	G	Sp	+	+	+	-
Carex ovalis Gooden.	H	Sp	+	+	-	+
Carex pairae F. W. Schultz	H	Sp	-	+	-	-
Carex pallescens L.	H	Sp	+	-	-	+
Carex panicea L.	G, H	Sp	+	-	+	-
Carex pseudocyperus L.	H, Hy	Sp	-	+	-	-
Carex remota L.	H	Sp	-	+	-	-
Carex rostrata Stokes	H, Hy	Sp	+	+	+	-
Carex vesicaria L.	H, Hy	Sp	+	+	+	-
Carpinus betulus L.	M	Sp	-	-	-	+
Centaurea cyanus L.	T	Ar	+	+	+	+
Cerastium holosteoides Fr. em. Hyl.	C, H	Sp	+	+	+	+
Cerasus avium (L.) Moench	M	Sp	-	+	-	+
Chamomilla suaveolens (Pursh) Rydb.	T	Kn	-	-	+	-
Chenopodium album L.	T	Sp	+	+	+	+
Cirsium arvense (L.) Scop.	G	Sp	+	+	+	+
Cirsium oleraceum (L.) Scop.	H	Sp	+	+	+	-
Cirsium palustre (L.) Scop.	H	Sp	+	+	+	+
Convolvulus arvensis L.	G, H, li	Sp	-	+	+	-
Conyza canadensis (L.) Cronquist	T, H	Kn	+	-	+	+
Corynephorus canescens (L.) P. Beauv.	H	Sp	+	+	+	-
Crataegus monogyna Jacq.	N	Sp	+	+	+	+
Crataegus laevigata (Poir.) DC.	N	Sp	-	-	-	+
Crepis capillaris (L.) Wallr.	H, T	Sp	+	-	-	+
Crepis paludosa (L.) Moench	H	Sp	+	+	+	-
Crepis tectorum L.	H, T	Sp	+	+	+	+
Dactylis glomerata L. subsp. glomerata	H	Sp	+	+	+	+
Dactylorhiza majalis (Rchb.) P. F. Hunt & Summerh.	G	Sp	+	-	-	-
Deschampsia caespitosa (L.) P. Beauv.	H	Sp	+	+	+	+

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Deschampsia flexuosa (L.) Trin.	H	Sp	-	-	+	+
Digitaria ischaemum (Schreb.) H. L. Mühl.	T	Ar	+	+	+	-
Dryopteris carthusiana (Vill.) H. P. Fuchs	H	Sp	-	+	+	+
Dryopteris filix-mas (L.) Schott	H	Sp	-	-	+	+
Echinochloa crus-galli (L.) P. Beauv.	T	Ar	-	-	+	-
Elymus repens (L.) Gould.	G	Sp	+	+	+	+
Epilobium adnatum Griseb.	C, H	Sp	-	-	-	+
Epilobium ciliatum Raf.	H	Kn	+	+	+	+
Epilobium hirsutum L.	H	Sp	+	+	+	+
Epilobium palustre L.	H	Sp	+	+	+	+
Epilobium parviflorum Schreb.	H	Sp	+	+	+	+
Epilobium roseum Schreb.	H	Sp	-	-	+	-
Equisetum arvense L.	G	Sp	+	+	+	+
Equisetum palustre L.	G	Sp	+	+	+	-
Equisetum sylvaticum L.	G	Sp	+	+	+	+
Erigeron acris L.	H, T	Sp	+	-	-	-
Erigeron annuus (L.) Pers.	H, T	Kn	-	-	+	-
Erodium cicutarium (L.) L'Hér.	T, H	Sp	+	+	+	+
Erophila verna (L.) Chevall.	T	Sp	-	-	+	-
Euonymus europaeus L.	N	Sp	-	-	+	-
Fagus sylvatica L.	M	Sp	-	+	+	-
Fallopia convolvulus (L.) Á. Löve	T, H	Ar	+	+	+	+
Festuca ovina L.	H	Sp	-	-	-	+
Festuca pratensis Huds.	H	Sp	+	+	+	+
Festuca rubra L. s. str.	H	Sp	+	+	+	+
Festuca trachyphylla (Hack.) Krajina	H	Sp	-	-	-	+
Filago arvensis L.	T	Sp	+	+	+	+
Filago minima (Sm.) Pers.	T	Sp	+	-	+	-
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.	H	Sp	+	+	+	-
Fragaria ×ananassa Duchesne	H	Ee	-	-	-	+
Fragaria vesca L.	H	Sp	-	-	+	+
Frangula alnus Mill.	N	Sp	-	-	-	+
Fraxinus excelsior L.	M	Sp	+	+	+	+
Fumaria officinalis L.	T	Ar	+	-	-	-
Galeopsis bifida Boenn.	T	Sp	+	+	+	+
Galeopsis pubescens Besser	T	Sp	+	-	-	+
Galeopsis tetrahit L.	T	Sp	+	+	+	+

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Galinsoga parviflora Cav.	T	Kn	+	+	+	-
Galium aparine L.	T, H	Sp	+	+	+	+
Galium mollugo L. s. str.	H	Sp	+	-	+	+
Galium palustre L.	H	Sp	+	+	+	-
Galium uliginosum L.	H	Sp	+	+	+	+
Geum rivale L.	H	Sp	+	+	+	+
Geum urbanum L.	H	Sp	+	+	+	+
Glechoma hederacea L.	G, H	Sp	+	+	+	-
Glyceria fluitans (L.) R. Br.	Hy	Sp	+	+	-	-
Glyceria notata Chevall.	Hy	Sp	-	+	+	-
Gnaphalium sylvaticum L.	H	Sp	+	+	+	+
Gnaphalium uliginosum L.	T	Sp	+	-	+	+
Helichrysum arenarium (L.) Moench	H	Sp	-	-	+	+
Heracleum sibiricum L.	H	Sp	+	+	+	+
Hieacium lachenalii C. C. Gmel	H	Sp	-	-	-	+
Hieracium laevigatum Willd.	H	Sp	-	-	+	+
Hieracium pilosella L.	H	Sp	+	+	+	+
Hieracium sabaudum L.	H	Sp	-	-	-	+
Holcus lanatus L.	H	Sp	+	+	+	+
Holcus mollis L.	G, H	Sp	+	+	+	+
Hottonia palustris L.	Hy	Sp	-	+	-	-
Hypericum humifusum L.	C, T	Sp	-	-	-	+
Hypericum maculatum Crantz	H	Sp	+	-	-	+
Hypericum perforatum L.	H	Sp	+	+	+	-
Hypochoeris radicata L.	H	Sp	+	-	+	+
Jasione montana L.	H	Sp	+	+	+	+
Juncus articulatus L. emend. K. Richt.	H	Sp	+	+	-	-
Juncus bufonius L.	T	Sp	+	-	+	+
Juncus conglomeratus L. emend. Leers	H	Sp	+	-	+	+
Juncus effusus L.	H	Sp	+	+	+	+
Knautia arvensis (L.) J. M. Coult.	H	Sp	+	-	-	+
Lamium amplexicaule L.	T	Ar	+	-	-	-
Lathyrus pratensis L.	H	Sp	+	+	+	-
Lemna minor L.	Hy	Sp	+	+	+	-
Leontodon autumnalis L.	H	Sp	+	+	+	+
Leontodon hispidus L.	H	Sp	+	-	-	+
Linaria vulgaris Mill.	G	Sp	+	-	-	-

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Lolium perenne L.	H	Sp	-	-	+	-
Lotus corniculatus L.	H	Sp	+	-		+
Lotus uliginosus Schkuhr	H	Sp	+	+	+	+
Luzula campestris (L.) DC.	H	Sp	-	-	+	+
Luzula multiflora (Retz.) Lej.	H	Sp	-	-	-	+
Lychnis flos-cuculi L.	H	Sp	+	+	-	-
Lycopus europaeus L.	H, Hy	Sp	+	+	+	-
Lysimachia vulgaris L.	H	Sp	+	+	+	-
Lythrum salicaria L.	H	Sp	+	+	+	-
Malus domestica Borkh.	M	Ee	-	-	-	+
Malus sylvestris Mill.	M	Sp	-	-	-	+
Matricaria maritima L. subsp. inodora (L.) Dostál	H, T	Ar	+	-	+	-
Medicago lupulina L.	H	Sp	+	-	-	-
Mentha aquatica L.	H, Hy	Sp	+	-	+	-
Mentha arvensis L.	G, Hy	Sp	+	+	+	+
Mentha ×verticillata L.	H	Sp	-	+	+	-
Myosotis arvensis (L.) Hill	T, H	Ar	+	+	+	+
Myosotis palustris (L.) L. emend. Rchb.	H	Sp	+	+	+	-
Myosotis stricta Link ex Roem. & Schult.	T	Sp	+	-	-	-
Odontites serotina (Lam.) Rchb. s. str.	T, pp	Sp	+	-	+	-
Oxalis stricta L.	G	Kn	+	-	+	+
Padus avium Mill.	M	Sp	+	+	+	+
Padus serotina (Ehrh.) Borkh.	M	Kn	-	-	+	+
Papaver dubium L.	T	Ar	-	-	+	-
Phacelia tanacaetifolia Benth.	T	Ee	-	-	+	-
Phleum pratense L.	H	Sp	+	+	+	+
Pimpinella nigra Mill.	H	Sp	-	-	-	+
Pimpinella saxifraga L.	H	Sp	-	+	-	+
Pinus sylvestris L.	M	Sp	-	+	+	+
Plantago intermedia Gilib.	H, T	Sp	+	-	+	-
Plantago lanceolata L.	H	Sp	+	+	+	+
Platanthera bifolia (L.) Rich.	G	Sp	-	-	+	+
Poa annua L.	H, T	Sp	-	-	+	-
Poa palustris L.	H	Sp	+	+	-	-
Poa pratensis L. s. str.	H	Sp	+	+	+	+
Poa trivialis L.	H	Sp	+	+	+	-
Polygonum aviculare L.	T	Sp	+	-	+	+

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Polygonum hydropiper L.	T	Sp	+	+	+	+
Polygonum lapathifolium L. subsp. pallidum (With.) Fr.	T	Ar	+	+	+	+
Polygonum persicaria L.	T	Sp	+	+	+	-
Populus tremula L.	M	Sp	-	-	-	+
Potentilla anserina L.	H	Sp	+	+	+	+
Prunus spinosa L.	N	Sp	-	-	-	+
Pyrus communis L.	M	Ee	+	-	-	-
Pyrus pyraster (L.) Burgsd.	M	Sp	-	-	+	+
Quercus robur L.	M	Sp	+	+	+	+
Ranunculus acris L.	H	Sp	+	+	+	+
Ranunculus flammula L.	H	Sp	+	+	+	-
Ranunculus repens L.	H	Sp	+	+	+	+
Raphanus raphanistrum L.	T	Ar	+	+	+	+
Ribes nigrum L.	N	Sp	-	+	-	-
Ribes spicatum E. Robson	N	Sp	+	+	-	-
Rorippa palustris (L.) Besser	T, H	Sp	-	-	+	-
Rosa canina L.	N	Sp	-	-	-	+
Rubus plicatus Weihe & Nees	N	Sp	-	-	+	+
Rumex acetosa L.	H	Sp	+	+	+	+
Rumex acetosella L.	G, H, T	Sp	+	+	+	+
Rumex crispus L.	H	Sp	+	+	+	+
Rumex obtusifolius L.	H	Sp	+	+	+	+
Sagina procumbens L.	C	Sp	+	-	-	+
Salix aurita L.	N	Sp	+	+	-	+
Salix caprea L.	M, N	Sp	+	+	+	+
Salix cinerea L.	N	Sp	+	+	+	+
Scirpus sylvaticus L.	G	Sp	+	+	+	-
Scleranthus annuus L.	T	Ar	+	+	+	+
Secale cereale L.	T	Ee	+	-	-	-
Senecio jacobaea L.	H	Sp	+	+	-	+
Senecio vernalis Waldst. & Kit.	H, T	Kn	+	+	-	-
Setaria pumila (Poir.) Roem. & Schult.	T	Ar	-	-	+	-
Setaria viridis (L.) P. Beauv.	T	Ar	+	-	+	-
Solanum dulcamara L.	N, li	Sp	+	+	+	-
Solidago virgaurea L. s. str.	H	Sp	-	-	+	+
Sonchus arvensis L.	G, H	Sp	+	-	-	-
Sorbus aucuparia L. emend. Hedl.	M, N	Sp	-	-	-	+

Łacińska nazwa gatunku	Forma życiowa*	Gr g-h	Rok obserwacji w mikrozlewni (program J1)			P.T.
			1996	2003	2014	
Spergula arvensis L.	T	Ar	+	+	+	+
Spirodela polyrhiza (L.) Schleid.	Hy	Sp	-	+	-	-
Stellaria graminea L.	H	Sp	+	+	+	+
Stellaria media (L.) Vill.	T, H	Sp	+	-	-	-
Stellaria palustris Retz.	H	Sp	+	-	-	-
Taraxacum officinale F. H. Wigg.	H	Sp	+	+	-	+
Teesdalea nudicaulis (L.) R. Br.	H, T	Sp	+	+	+	-
Thlaspi arvense L.	T, H	Ar	+	-	+	-
Tragopogon pratensis L. s. str.	H	Sp	-	-	+	+
Trifolium arvense L.	T	Sp	+	-	+	+
Trifolium medium L.	H	Sp	+	+	+	+
Trifolium repens L. subsp. repens	C, H	Sp	+	-	-	-
Tussilago farfara L.	G	Sp	+	-	-	-
Typha latifolia L.	H, Hy	Sp	+	+	+	-
Urtica dioica L.	H	Sp	+	+	+	-
Valeriana dioica L. s. str.	H	Sp	-	+	-	-
Valeriana officinalis L.	H	Sp	-	+	+	+
Veronica anagallis-aquatica L.	H	Sp	+	-	-	-
Veronica arvensis L.	T	Ar	+	+	-	-
Veronica beccabunga L.	Hy, C	Sp	-	+	-	-
Veronica chamaedrys L. s. str.	C	Sp	+	+	+	+
Veronica officinalis L.	C	Sp	-	-	-	+
Veronica scutellata L.	H	Sp	+	-	-	-
Veronica serpyllifolia L.	H	Sp	-	-	-	+
Veronica verna L.	T	Sp	-	-	+	-
Viburnum opulus L.	N	Sp	+	+	+	-
Vicia angustifolia L.	T	Ar	+	+	+	+
Vicia cracca L.	H	Sp	+	+	+	+
Vicia hirsuta (L.) S. F. Gray	T	Ar	+	-	+	+
Vicia lathyroides L.	H, T	Sp	-	-	-	+
Vicia tetrasperma (L.) Schreb.	T	Ar	-	+	+	+
Vicia villosa Roth	T, H	Ar	-	+	-	-
Viola arvensis Murray	T	Ar	+	+	+	+
Viola palustris L.	H	Sp	-	+	-	-

*Objaśnienia: * - wg Zarzyckiego i in. (2002), M – makrofanerofit, N – nanofanerofit, C - chamefit zdrewniały, H – hemikryptofit, G – geofit, Hy – hydrofit, T – terofit, li - liana, pp – półpasożyt; Gr g-h – grupa geograficzno-historyczna, Sp – spontaneofit (gatunek rodzimy), Ar – archeofit, Kn – kenofit, Ee – ergazjofigofit*

ZGRUPOWANIA BIEGACZOWATYCH (COLEOPTERA, CARABIDAE) W WYBRANYCH TYPACH SIEDLISKOWYCH LASU W OTOCZENIU STACJI BAZOWYCH ZMŚP

Stanisław Huruk[1,2], Alicja Huruk[1], Arvīds Barševskis[3], Grzegorz Wróbel[1], Anna Degórska[4], Krzysztof Skotak[4], Lech Krzystofiak[5], Józef Szpikowski[6], Witold Bochenek[7], Barbara Janisz[8], Karol S. Huruk[1]

[1] Zakład Zoologii, Instytut Biologii,
Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach
[2] Świętokrzyski Park Narodowy
[3] Systematic Biology Institute, Daugavpils University
[4] Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy
[5] Wigierski Park Narodowy
[6] Stacja Geoekologiczna UAM w Storkowie
[7] Stacja Badawcza w Szymbarku, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, Polska Akademia Nauk
[8] Urząd Miasta Nowego Sącza

WSTĘP

Monitoring przyrodniczy polega na gromadzeniu danych, na podstawie których można dokonywać analiz procesów zachodzących w środowisku. Państwowy Monitoring Środowiska obejmuje m.in. podsystem Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Jednym z założeń metodycznych ZMŚP jest prowadzenie skoncentrowanych badań stacjonarnych wybranych elementów środowiska przyrodniczego w oparciu o stacje terenowe (Kostrzewski 1995). Ważną rolę w monitorowaniu środowiska przyrodniczego mają stałe powierzchnie badawcze, na których są prowadzone długoletnie obserwacje i pomiary z użyciem takich samych lub podobnych metod badań, dzięki którym uzyskuje się porównywalny materiał do analiz (Kostrzewski 1995). Monitoring faunistyczny polega na inwentaryzacji oraz ocenie zasobów świata zwierząt w danym miejscu i czasie (Chudzicka, Skibińska 1998). Poziom szczegółowości uzyskiwanych informacji zależy od przedmiotu obserwacji, którym może być gatunek lub wyższy układ faunistyczny (populacja, zgrupowanie, zespół itd.). Na poziomie gatunkowym uzyskujemy dane na temat, np. liczby i liczebności gatunków, natomiast na wyższych poziomach organizacyjnych fauny uzyskujemy dodatkowe dane dotyczące stanu fauny na tym poziomie, który może być opisany przy pomocy różnych wskaźników. Wielką zaletą obserwacji monitoringowych jest ich długookresowość. Dzięki nim możemy uzyskać dane nie tylko na temat stanu fauny na badanym poziomie, ale również zmian

zachodzących w faunie, ich kierunku oraz szybkości. Stan badanego układu odzwierciedla reakcje organizmów na presję środowiska. Dzięki temu jest możliwe sygnalizowanie pojawiających się zagrożeń. W konsekwencji powinno się podejmować działania zapobiegające rozwojowi negatywnych procesów. Dużym problemem jest ustalenie na ile obserwowany stan jest wynikiem wpływu czynników środowiska, a na ile presji czynników o charakterze antropogenicznym.

Chrząszcze z rodziny biegaczowatych stanowią istotny element fauny epigeicznej. Należą do liczniejszych rodzin w tym rzędzie. Są powszechnie spotykane w różnych środowiskach. Dlatego zwróciły na siebie uwagę i stały się obiektem badań różnego typu. Wykorzystywane są również w monitoringu przyrodniczym, w bioindykacji i waloryzacji przyrodniczej (Leśniak 1995; Rainio, Niemelä 2003).

Monitoring epigeicznych Carabidae realizowany w państwowych Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego ma na celu śledzenie zmian ilościowych i jakościowych zachodzących w strukturach zgrupowań w obserwowanym obiekcie. Wyniki wieloletnich badań pozwolą na obserwację reakcji żywych organizmów, ich kierunku i natężenia, na zmiany zachodzące w środowisku (Huruk S., Huruk A., Bochenek 2007).

MATERIAŁ I METODY

Analizowany materiał (biegaczowate Carabidae, Coleoptera) uzyskano podczas badań prowadzonych w latach 2004-2013, w wybranych typach siedliskowych lasu w otoczeniu Stacji Bazowej ZMŚP w Puszczy Boreckiej, Wigierskim Parku Narodowym, Storkowie i Szymbarku (*Ryc. 4.4.1*, *Tab. 4.4.1*). W krótszym okresie czasu zbierano również materiał w środowiskach wokół Stacji Bazowej Wolin, w Wolińskim Parku Narodowym oraz w Świętokrzyskim Parku Narodowym na Łysej Górze (Św. Krzyż) i w Roztoczańskim Parku Narodowym. W związku z trudnościami interpretacyjnymi wyników z różnych okresów pomiarowych, w niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki ze Stacji Bazowych, które prowadziły obserwacje przez najdłuższy okres badań, tj. w latach 2004-2013. Charakterystyka Stacji, tym m.in. przyrodnicza jest przedstawiona w monograficznych opracowaniach im poświęconych, a także w rozdziale niniejszej monografii. W otoczeniu każdej Stacji Bazowej wybrano do badań dwa typy siedliskowe lasu, w których założono po 3 stałe powierzchnie badawcze, których charakterystykę oraz lokalizację przedstawiono w tabeli 4.4.1. Trzy powierzchnie stanowiły wariant badawczy (środowiskowy). Na każdej z nich zakopywano liniowo po 5 pułapek Barbera z glikolem w odległości 3 m jedna od drugiej. Odłowy Carabidae prowadzono od początku maja do końca września. Materiał z pułapek wybierano na końcu każdego miesiąca, po

miesięcznym okresie odłowu, co pozwoliło na otrzymanie 5 próbek w sezonie wegetacyjnym z każdej stałej powierzchni badawczej.



Ryc. 4.4.1. Lokalizacja Stacji realizujących program w pełnym okresie badań

Celem pracy była analiza struktur zgrupowań Carabidae w dwóch typach siedliskowych lasu, w każdej ze stacji (*Tab. 4.4.1*). Wyniki badań zawierają m.in. charakterystykę liczebności odłowów w ujęciu jakościowym oraz ilościowym (Górny, Grüm 1981), dominacji zgrupowań przy pomocy wskaźnika Simpsona λ (Weiner 1999; Górny, Grüm 1981), równomierności (Pielou 1975) oraz różnorodności zgrupowań (Shannon 1964), charakterystykę ekologiczną (Górny, Grüm 1981) oraz zoogeograficzną (Leśniak 1987). Przedstawiono również sezonową oraz wieloletnią aktywność zgrupowań.

WYNIKI

LICZEBNOŚĆ ODŁOWÓW

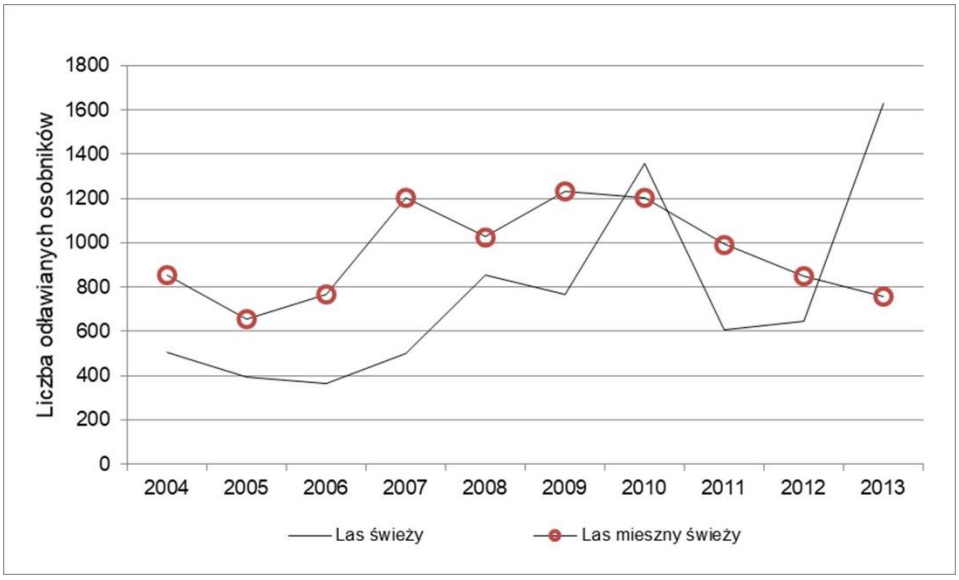
W całym okresie badań odłowiono 111 260 osobników biegaczowatych należących do 43 gatunków (*Tab. 4.4.2*). Najwięcej osobników odłowiono w lesie mieszanym w Wigierskim Parku Narodowym. Najmniejszą ich liczbę natomiast odłowiono również w Wigierskim Parku Narodowym, ale w borze bagiennym. Największą liczbę gatunków (25) odłowiono w lesie świeżym w Puszczy Boreckiej, najmniejszą (13) w borze bagiennym w Wigierskim Parku Narodowym.

Tab. 4.4.1. Wykaz powierzchni badawczych i opis prób

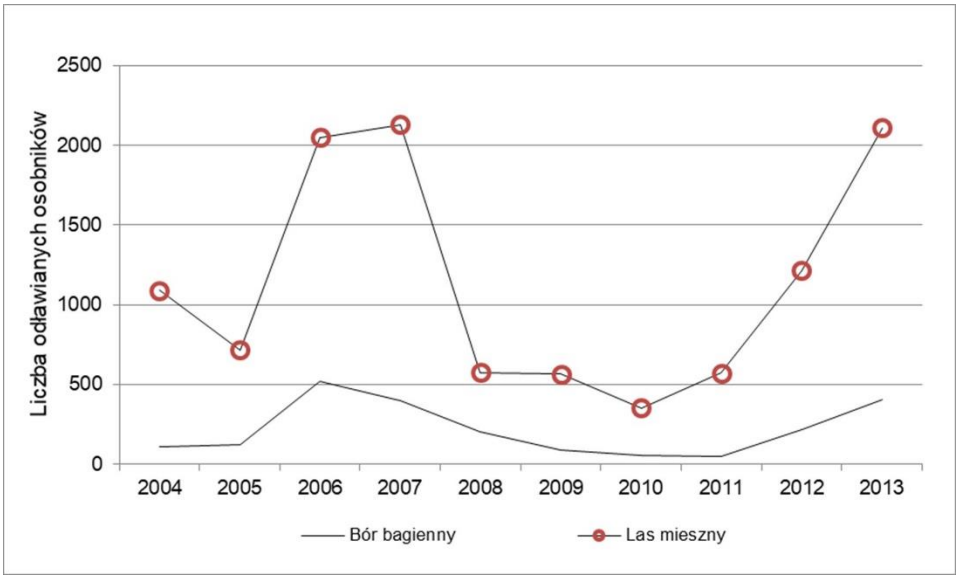
Wariant	Nr pow.	Typ siedliskowy lasu	Stacja Bazowa	Oznaczenia prób				
				maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
I	1	Las mieszany świeży	Puszcza Borecka	PB-Gr I Pow.1 V.2004	PB-Gr I Pow.1 VI.2004	PB-Gr I Pow.1 VII.2004	PB-Gr I Pow.1 VIII.2004	PB-Gr I Pow.1 IX.2004
	2	Las mieszany świeży	Puszcza Borecka	PB-Gr I Pow.2 V.2004	PB-Gr I Pow.2 VI.2004	PB-Gr I Pow.2 VII.2004	PB-Gr I Pow.2 VIII.2004	PB-Gr I Pow.2 IX.2004
	3	Las mieszany świeży	Puszcza Borecka	PB-Gr I Pow.3 V.2004	PB-Gr I Pow.3 VI.2004	PB-Gr I Pow.3 VII.2004	PB-Gr I Pow.3 VIII.2004	PB-Gr I Pow.3 IX.2004
II	4	Las mieszany	Puszcza Borecka	PB-Lm II Pow.4 V.2004	PB-Lm II Pow.4 VI.2004	PB-Lm II Pow.4 VII.2004	PB-Lm II Pow.4 VIII.2004	PB-Lm II Pow.4 IX.2004
	5	Las mieszany	Puszcza Borecka	PB-Lm II Pow.5 V.2004	PB-Lm II Pow.5 VI.2004	PB-Lm II Pow.5 VII.2004	PB-Lm II Pow.5 VIII.2004	PB-Lm II Pow.5 IX.2004
	6	Las mieszany	Puszcza Borecka	PB-Lm II Pow.6 V.2004	PB-Lm II Pow.6 VI.2004	PB-Lm II Pow.6 VII.2004	PB-Lm II Pow.6 VIII.2004	PB-Lm II Pow.6 IX.2004
III	7	Bór bagienny	Wigierski PN	WIG-Bb III Pow.7 V.2004	WIG-Bb III Pow.7 VI.2004	WIG-Bb III Pow.7 VII.2004	WIG-Bb III Pow.7 VIII.2004	WIG-Bb III Pow.7 IX.2004
	8	Bór bagienny	Wigierski PN	WIG-Bb III Pow.8 V.2004	WIG-Bb III Pow.8 VI.2004	WIG-Bb III Pow.8 VII.2004	WIG-Bb III Pow.8 VIII.2004	WIG-Bb III Pow.8 IX.2004
	9	Bór bagienny	Wigierski PN	WIG-Bb III Pow.9 V.2004	WIG-Bb III Pow.9 VI.2004	WIG-Bb III Pow.9 VII.2004	WIG-Bb III Pow.9 VIII.2004	WIG-Bb III Pow.9 IX.2004
IV	10	Las mieszany	Wigierski PN	WIG-Lm IV Pow.10 V.2004	WIG-Lm IV Pow.10 VI.2004	WIG-Lm IV Pow.10 VII.2004	WIG-Lm IV Pow.10 VIII.2004	WIG-Lm IV Pow.10 IX.2004
	11	Las mieszany	Wigierski PN	WIG-Lm IV Pow.11 V.2004	WIG-Lm IV Pow.11 VI.2004	WIG-Lm IV Pow.11 VII.2004	WIG-Lm IV Pow.11 VIII.2004	WIG-Lm IV Pow.11 IX.2004
	12	Las mieszany	Wigierski PN	WIG-Lm IV Pow.12 V.2004	WIG-Lm IV Pow.12 VI.2004	WIG-Lm IV Pow.12 VII.2004	WIG-Lm IV Pow.12 VIII.2004	WIG-Lm IV Pow.12 IX.2004

Wariant	Nr pow.	Typ siedliskowy lasu	Stacja Bazowa	Oznaczenia prób				
				maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
V	13	Bór świeży	Storkowo	STO-BS V Pow.13 V.2004	STO-BS V Pow.13 VI.2004	STO-BS V Pow.13 VII.2004	STO-BS V Pow.13 VIII.2004	STO-BS V Pow.13 IX.2004
	14	Bór świeży	Storkowo	STO-BS V Pow. 14 V.2004	STO-BS V Pow. 14 VI.2004	STO-BS V Pow. 14 VII.2004	STO-BS V Pow. 14 VIII.2004	STO-BS V Pow. 14 IX.2004
	15	Bór świeży	Storkowo	STO-BS V Pow.15 V.2004	STO-BS V Pow.15 VI.2004	STO-BS V Pow.15 VII.2004	STO-BS V Pow.15 VIII.2004	STO-BS V Pow.15 IX.2004
VI	16	Bór mieszany świeży	Storkowo	STO-Bms VI Pow. 16 V.2004	STO-Bms VI Pow. 16 VI.2004	STO-Bms VI Pow. 16 VII.2004	STO-Bms VI Pow. 16 VIII.2004	STO-Bms VI Pow. 16 IX.2004
	17	Bór mieszany świeży	Storkowo	STO-Bms VI Pow.17 V.2004	STO-Bms VI Pow.17 VI.2004	STO-Bms VI Pow.17 VII.2004	STO-Bms VI Pow.17 VIII.2004	STO-Bms VI Pow.17 IX.2004
	18	Bór mieszany świeży	Storkowo	STO-Bms VI Pow.18 V.2004	STO-Bms VI Pow.18 VI.2004	STO-Bms VI Pow.18 VII.2004	STO-Bms VI Pow.18 VIII.2004	STO-Bms VI Pow.18 IX.2004
XI	31	Las wyżynny	Szymbark	SZY-Lw XI Pow.31 V.2004	SZY-Lw XI Pow.31 VI.2004	SZY-Lw XI Pow.31 VII.2004	SZY-Lw XI Pow.31 VIII.2004	SZY-Lw XI Pow.31 IX.2004
	32	Las wyżynny	Szymbark	SZY-Lw XI Pow. 32 V.2004	SZY-Lw XI Pow. 32 VI.2004	SZY-Lw XI Pow. 32 VII.2004	SZY-Lw XI Pow. 32 VIII.2004	SZY-Lw XI Pow. 32 IX.2004
	33	Las wyżynny	Szymbark	SZY-Lw XI Pow.33 V.2004	SZY-Lw XI Pow.33 VI.2004	SZY-Lw XI Pow.33 VII.2004	SZY-Lw XI Pow.33 VIII.2004	SZY-Lw XI Pow.33 IX.2004
XII	34	Las górski	Szymbark	SZY-Lw XII Pow.34 V.2004	SZY-Lw XII Pow.34 VI.2004	SZY-Lw XII Pow.34 VII.2004	SZY-Lw XII Pow.34 VIII.2004	SZY-Lw XII Pow.34 IX.2004
	35	Las górski	Szymbark	SZY-Lw XII Pow.35 V.2004	SZY-Lw XII Pow.35 VI.2004	SZY-Lw XII Pow.35 VII.2004	SZY-Lw XII Pow.35 VIII.2004	SZY-Lw XII Pow.35 IX.2004
	36	Las górski	Szymbark	SZY-Lw XII Pow.36 V.2004	SZY-Lw XII Pow.36 VI.2004	SZY-Lw XII Pow.36 VII.2004	SZY-Lw XII Pow.36 VIII.2004	SZY-Lw XII Pow.36 IX.2004

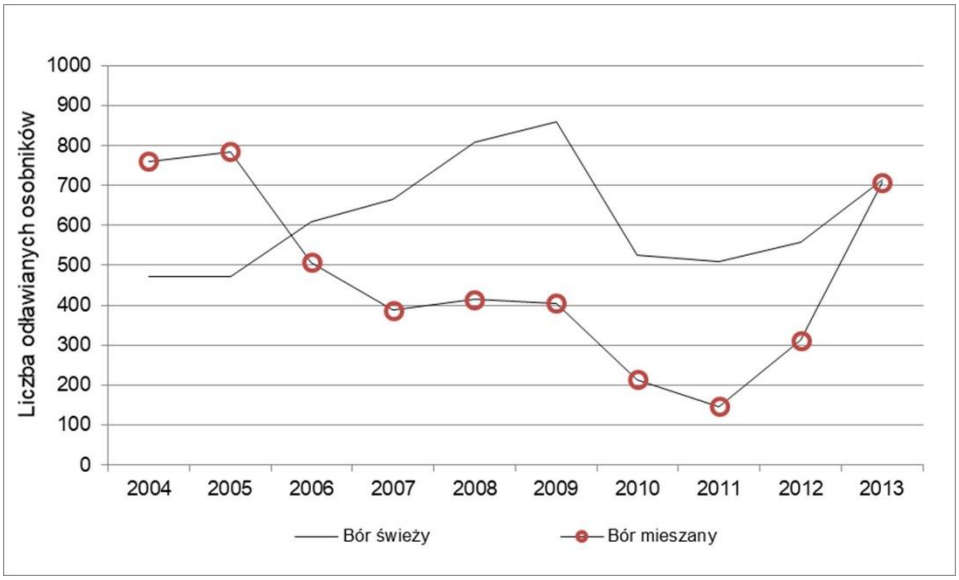
Liczba odławianych osobników w kolejnych latach badań zmieniała się w badanych środowiskach (*Ryc. 4.4.2-13*). W Puszczy Boreckiej, niezależnie od okresowych wzrostów lub spadków liczebności odłowów, obserwowano ogólnie tendencję do wzrostu liczebności odłowów do roku 2009 w lesie mieszanym świeżym (Lms) oraz do roku 2010 w lesie świeżym (Ls). Następnie, w Lms liczebność odłowów malała, a w Ls po gwałtownym spadku, ponownie silnie wzrosła w ostatnim roku badań (*Ryc. 4.4.2*). W Wigierskim Parku Narodowym stwierdzono w obydwu typach siedliskowych lasu dwa okresy dużej liczebności odłowów – na początku oraz na końcu okresu badań (*Ryc. 4.4.3*). Między tymi okresami miało miejsce znaczące zmniejszenie się liczebności odłowów. W Storkowie, w borze świeżym obserwowano wzrost liczebności odłowów do 2009 roku i po okresowym spadku liczebności odłowów w latach 2010-2011, ponowny ich wzrost w ostatnich dwóch latach badań (*Ryc. 4.4.4*). Natomiast w borze mieszanym w Storkowie obserwujemy spadek liczebności odłowów do 2011 r. W ostatnich dwóch latach odłowów nastąpił, podobnie, jak w borze świeżym znaczący wzrost liczebności odłowów. W Szymbarku, w lesie wyżynnym miał miejsce wzrost liczebności odłowów do 2011 roku (*Ryc. 4.4.5*). W kolejnym roku badań nastąpiło znaczne ich zmniejszenie, a potem kolejny wzrost liczebności odłowów. W lesie górskim zmiany liczebności odłowów miały bardziej łagodny charakter. Jednak, podobnie jak we wcześniej omówionych przypadkach obserwujemy w okresie wieloletnim zmiany liczebności odłowów przypominające sinusoidę (*Ryc. 4.4.5*).



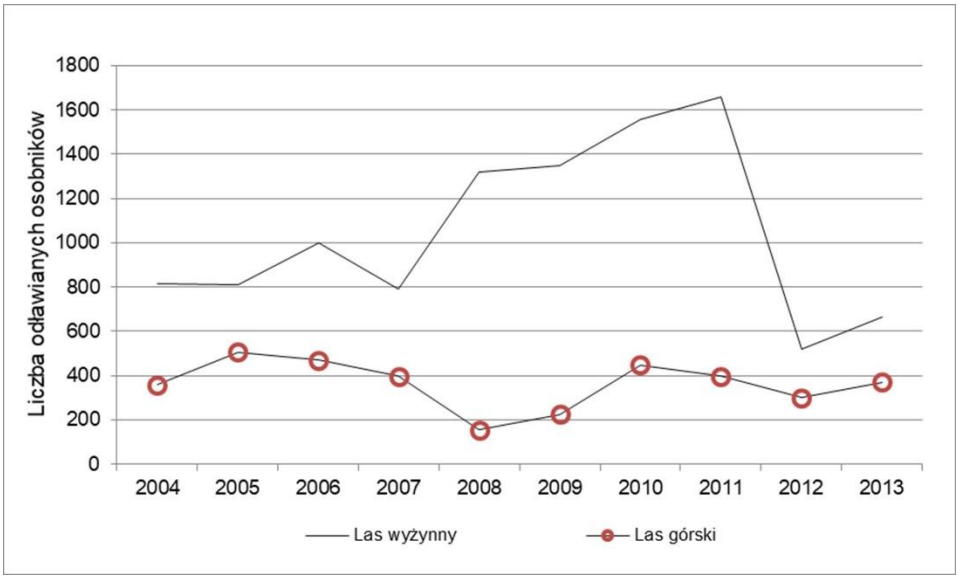
Ryc. 4.4.2. Liczba odławianych osobników w kolejnych latach badań w Puszczy Boreckiej
Oznaczenia: n - liczba odłowionych osobników w danym roku



Ryc. 4.4.3. Liczba odławianych osobników w kolejnych latach badań w Wigierskim Parku Narodowym
Oznaczenia: n - liczba odłowionych osobników w danym roku



Ryc. 4.4.4 Liczba odławianych osobników w kolejnych latach badań w Storkowie
Oznaczenia: n - liczba odłowionych osobników w danym roku



Ryc. 4.4.5. Liczba odławianych osobników w kolejnych latach badań w Szymbarku
Oznaczenia: n - liczba odłowionych osobników w danym roku

STRUKTURA DOMINACJI

W Puszczy Boreckiej eudominantem (gatunkiem o udziale osobników w zgrupowaniu wynoszącym ponad 10%) w całym okresie badań w obydwu typach siedliskowych lasu był *Pterostichus niger* (Schall.) (*Tab. 4.4.3*). Wysoki stopień dominacji cechował również *P. melanarius* (L.), który w obydwu środowiskach należał najczęściej do eudominantów. Poza wymienionymi gatunkami do eudominantów należały w niektórych latach w lesie świeżym *Carabus vilaceus*, *C. granulatus*, *C. arcensis*, *Nebria brevicollis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Agonum assimilae*. Natomiast w lesie mieszanym świeżym poza *P. niger* oraz *P. melanarius* eudominantami w pojedynczych latach były *C. granulatus*, *C. cancellatus*, *C. arcensis*, *N. brevicollis*, *P. oblongopunctatus*, *A. assimilae*. W borze bagiennym, w Wigierskim Parku Narodowym eudominantem w całym okresie badań był *P. niger (Tab. 4.4.4)*. Poza nim eudominantami były okresowo *C. violaceus* i *C. glabratus*. W Wigierskim Parku Narodowym, w lesie mieszanym eudominantem przez cały okres badań był również *P. niger*. Poza nim, eudominantem niemal przez cały okres badań (poza rokiem 2008) był też *C. hortensis*. W pojedynczych latach eudominantami były również *P. oblongopunctatus* oraz *P. melanarius*. W borze świeżym w Storkowie eudominantami w całym okresie badań były *C. violaceus* oraz *P. niger*, a także z wyłączenie 2 lat *C. coriaceus (Tab. 4.4.5)*. Okresowo eudominantami były też *C. hortensis*, *C. glabratus* oraz *P. oblongopunctatus*. W borze mieszanym

w Storkowie żaden z gatunków nie był eudominatem przez cały okres badań. Ale kilka gatunków było eudominantami przez szereg lat. Najdłużej eudominantem był *C. hortensis*, który pozycje tą utrzymał z wyłączeniem roku 2004 przez wszystkie pozostałe lata badań. Przez długi okres czasu (z wyłączeniem 2 lat) eudominantami były *C. coriaceus*, *C. violaceus* oraz *P. niger*. W krótszym okresie czasu eudominantami były również *C. arcensis* i *C. nemoralis*. W Szymbarku w lesie wyżynnym eudominantem przez cały okres badań był *C. violaceus* (*Tab. 4.4.6*). Poza nim eudominantem najdłużej (7 lat) był *Carabus hortensis*. Eudominantami, w krótszym okresie były również *C. coriaceus*, *P. niger*, *P. melanarius*, *A. ater* i *A. parallelus*. Również w lesie górskim w Szymbarku eudominantem przez cały okres badań był *C. violaceus*. Poza nim eudominantami, w krótszym okresie czasu były *C. auronitens*, *C. cancellatus*, *C. hortensis*, *C. linnaei*, *P. niger*, *P. melanarius* i *P. burmeisteri*.

Istotnym elementem jest przewaga ilościowa jednych gatunków nad innymi w zgrupowaniu, czyli struktura dominacji zgrupowania, którą mierzono przy pomocy wskaźnika dominacji Simpsona (λ) (Weiner 1999). We wszystkich typach siedliskowych lasu w Puszczy Boreckiej, Storkowie oraz Szymbarku jego wartość była dość niska i poza jednym przypadkiem (Puszcza Borecka, las mieszany świeży, rok 2009), jego wartości nie przekraczały 0,34 (*Tab. 4.4.3*, *Tab. 4.4.5*, *Tab. 4.4.6*). Natomiast w Wigierskim Parku Narodowym wartości tego wskaźnika były wyraźnie wyższe (*Tab. 4.4.4*).

RÓŻNORODNOŚĆ ZGRUPOWAŃ

Różnorodność zgrupowań badanych typów siedliskowych lasu przedstawiono w tabeli 4.4.2. Mierzono ją przy pomocy wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona (Shannon 1964). Najniższą wartość wskaźnika Shannona wynoszącą 1,32 stwierdzono w przypadku zgrupowania z lasu mieszanego w Wigierskim Parku Narodowym oraz w przypadku boru świeżego w Storkowie (1,68). Natomiast najwyższą wartość wskaźnika wynoszącą 2,14 odnotowano w przypadku zgrupowania z lasu wyżynnego oraz lasu górskiego w Szymbarku.

CHARAKTERYSTYKA TROFICZNA ZGRUPOWAŃ

Charakterystyka troficzna należy do najważniejszych charakterystyk ekologicznych z punktu widzenia monitoringu. Jeżeli chodzi o specjalizację pokarmową zdecydowanie przeważały w zgrupowaniach Carabidae zoofagi duże (*Tab. 4.4.2*). Ich udział wynosił od 74,6% w lesie świeżym w Puszczy Boreckiej do 98,52% w borze mieszanym, w Storkowie.

Tab. 4.4.2. Wyniki odłowów biegaczowatych w Stacjach Bazowych ZMŚP za cały okres badań

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Puszcza Borecka			Wigry			Storkowo			Szymbark			Ogółem
			Lśw	Lms	R-m	Bb	Lm	R-m	Bs	Bm	R-m	Lwyż	Lg	R-m	
1	13	*Carabus coriaceus* L.	91	82	173				864	570	1 434	1 178	83	1 261	5 736
2	17	*C. violaceus* L.	89	98	187	348	243	591	1 617	634	2 251	3 112	1 137	4 249	14 556
3	20	*C. auronitens* Fabr					5	5		1	1	7	355	362	736
4	21	*C. convexus* Fabr.							18		18				36
5	26	*C. granulatus* (L.)	271	456	727	9	28	37	1	2	3				1 534
6	28	*C. cancellatus* Ill.	295	258	553	12	53	65	2	17	19	95	169	264	1 802
7	30	*C. arcensis* Herbst	173	184	357	1	9	10	157	731	888		2	2	2 514
8	32	*C. scheidleri* Panz.					1	1				474	35	509	1 020
9	35	*C. nemoralis* O.F. Müll.	88	78	166	7	76	83	28	197	225		7	7	962
10	36	*C. hortensis* L.	304	351	655	58	2 282	2 340	670	1 200	1 870	1 701	735	2 436	14 602
11	37	*C. glabratus* Payk.	1	4	5	105	322	427	74		74				1 012
12	40	*C. linnaei* Duft.										35	131	166	332
13	41	*Cychrus attenuatus* (Fabr,)											16	16	32
14	42	*C. caraboides* (L.)	59	113	172	34	56	90	5	4	9	1	70	71	684
15	55	*Nebria brevicollis* (Fabr.)	651	923	1574		3	3	1	1	2	3	2	5	3 168
16	211	*Patrobus atrorufus* (Stroem)	36	24	60										120
17	222	*Amara plebeja* (Gyll.)		2	2										4
18	268	*Pterostichus cupreus* (L.)					1	1		1	1				4
19	273	*P. virens* O.F. Müller								2	2				4
20	280	*P. oblongopunctatus* (Fabr.)	412	440	852	45	533	578	644	56	700	30	49	79	4 418
21	281	*P. niger* (Schall.)	3 307	3 967	7 274	1 433	7 008	8 441	2 095	1 198	3 293	622	292	914	39 844
22	282	*P. melanarius* (L.)	1 005	1 678	2 683	87	733	820	1	19	20	1 450	373	1 823	10 692
23	286	*P. nigrita* (Fabr.)	28	24	52		4	4							112
24	290	*P. strenuus* (Panz.)	4		4	16	2	18							44
25	297	*P. aetiops* (Panz.)	3	7	10										20

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Puszcza Borecka			Wigry			Storkowo			Szymbark			Ogółem
			Lśw	Lms	R-m	Bb	Lm	R-m	Bs	Bm	R-m	Lwyż	Lg	R-m	
26	301	*P. burmeisteri* Heer										61	64	125	250
27	302	*P. foveolatus* (Duft.)										3	1	4	8
28	307	*Abax carinatus* (Duft.)										188	14	202	404
29	308	*A. ovalis* (Duft.)										132	15	147	294
30	309	*A. ater* (Pill. et Mitt.)		1	1							477	50	527	1 056
31	310	*A. parallelus* (Duft.)										402	10	412	824
32	311	*A. schüppeli* (Germ.)										500	8	508	1 016
33	313	*Molops piceus* (Panz.)					4	4				1		1	10
34	318	*Calathus melanocephalus* (L.)							1		1				2
35	320	*C. micropterus* (Duft.)	2	1	3										6
36	340	*Agonum müelleri* (Hebst)	50	6	56										112
37	343	*A. viduum* (Panz.)		1	1										2
38	348	*A. assimilae* (Payk.)	718	821	1 539		6	6	10		10	3	2	5	3 120
39	352	*A. obscurum* (Herbst)	1		1										2
40	356	*Europhilus gracile* Sturm	3		3										6
41	409	*Harpalus rufipes* (De Geer)	1		1				1	3	4	1		1	12
42	423	*H. latus* (L.)	24	32	56	1	1	2	2	5	7	1	1	2	134
43	433	*H. quadripunctatus* Dej.	1		1		6	6							14
Razem osobników (N)			7 617	9 551	17 168	2 156	11 376	13 532	6 191	4 641	10 832	10 477	3 621	14 098	111 260
Razem gatunków (S)			25	23	28	13	21	21	18	17	21	23	24	26	43
Łowność (Ł)			0,34	0,42		0,1	0,51		0,28	0,21		0,47	0,16		
Wskaźnik różnorodności H'			1,99	1,93		1,99	1,32		1,68	1,78		2,14	2,14		
Maksymalna wartość H' - H'max			3,2	3,13		2,56	3,09		2,89	2,83		3,14	3,18		
Zoofagi duże (%)			74,6	76,1		80,9	95,1		89,4	98,5		82,8	83,7		

Oznaczenia: Lśw - las świeży, Lms - las mieszany świeży, Bb - bór bagienny, Lm - las mieszany, Bs - bór świeży, Bm - bór mieszany, Lwyż - las wyżynny, Lg - las górski

Tab. 4.4.3. Struktura dominacji zgrupowań Carabidae w badanych typach siedliskowych lasu w otoczeniu Stacji Bazowej Puszcza Borecka

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Las świeży (1-3)										Las mieszany świeży									
			2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1	13	*Carabus coriaceus* L.	1,4	2,8	2,7	2,4	2,0	1,7	0,5	0,8	1,1	0,1	0,4	0,8	0,0	2,0	1,6	0,9	0,1	1,2	0,4	0,9
2	17	*C. violaceus* L.	0,4		2,2	4,0	1,3	1,0	1,8	0,5	0,8	0,5	0,0	0,9	1,2	2,7	1,9	1,5	0,5	0,3	0,4	0,3
3	26	*C. granulatus* (L.)	6,3	22,4	11,3	8,0	5,0	3,5					16,2	17,5	7,4	5,6	5,4	1,8				
4	28	*C. cancellatus* Ill.	2,4	3,3	0,8			0,5	2,8	1,8	8,9	9,6	1,9	1,2	0,3	0,1		0,4	6,7	0,2	3,5	14,9
5	30	*C. arcensis* Herbst	0,0						1,8	16,7	7,3								3,1	7,7	8,3	
6	35	*C. nemoralis* O.F. Müll.	5,1	2,0	4,1	2,2	0,6	0,5	0,2	1,0	1,1	0,2	1,8	1,7	2,3	1,1	0,6	0,1	0,3	0,7	0,2	0,1
7	36	*C. hortensis* L.	3,4	1,0	4,7	5,4	6,2	6,1	2,1	4,6	4,2	3,4	1,6	3,8	8,6	4,4	2,9	2,4	4,4	1,9	4,0	3,6
8	37	*C. glabratus* Payk.	0,0									0,1								0,2	0,2	
9	42	*Cychrus caraboides* (L.)	1,0	0,3	1,9	1,8	1,2	0,5	0,8	0,5	0,2	0,5	1,4	0,9	0,9	3,0	1,8	1,0		1,4	0,8	0,1
10	55	*Nebria brevicollis* (Fabr.)	1,2	3,6		1,4	23,5	8,4	6,6	5,3	9,5	10,8	2,5	8,7		5,6	23,2	14,4	3,8	12,5	12,3	11,5
11	211	*Patrobus atrorufus* (Stroem)	3,0			0,8	0,1	1,0	0,1	1,0						0,4	0,7	0,5	0,2	0,4		
12	222	*Amara plebeja* (Gyll.)	0,0															0,2				
13	280	*Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.)	15,0	14,3	18,7	6,2	1,9	1,7	1,6	6,1	5,7	3,4	11,2	10,2	8,0	2,2	1,4	0,7	3,4	2,0	7,6	5,3
14	281	*P. niger* (Schall.)	27,7	10,2	24,2	40,8	45,4	55,4	52,5	33,5	43,5	50,8	18,1	33,5	27,1	54,7	52,1	60,1	39,4	38,2	29,6	45,3
15	282	*P. melanarius* (L.)	14,8	33,2	14,6	13,5	5,4	14,1	16,7	16,7	5,4	10,1	39,6	13,2	35,5	13,7	7,3	13,9	8,6	25,1	16,7	9,7
16	286	*P. nigrita* (Fabr.)	5,3				0,1						0,4				0,9	1,0				
17	290	*P. strenuus* (Panz.)	0,0	0,3				0,4														
18	297	*P. aetiops* (Panz.)	0,4	0,3									0,8									
19	309	*Abax ater* (Pill. et Mitt.)	0,0												0,1							
20	320	*Calathus micropterus* (Duft.)	0,4										0,1									
21	340	*Agonum müelleri* (Herbst)	4,0			2,6	1,9		0,1									0,1	0,4			
22	343	*A. viduum* (Panz.)	0,0															0,1				
23	348	*A. assimilae* (Payk.)	7,3	5,9	11,0	9,8	5,2	4,8	12,3	11,4	12,4	10,5	4,1	7,5	5,3	4,5	0,4	1,0	28,7	8,3	15,9	8,3
24	352	*A. obscurum* (Herbst)	0,2																			
25	356	*Europhilus gracile* Sturm	0,6																			
26	409	*Harpalus rufipes* (De Geer)	0,0				0,1															
27	423	*H. latus* (L.)	0,0	0,5	3,8	1,0	0,1	0,1		0,2				0,2	3,3		0,1	0,1	0,3			
28	433	*H. quadripunctatus* Dej.	0,2																			
Wskaźnik dominacji Simpsona (λ)			0,14	0,20	0,15	0,21	0,28	0,34	0,32	0,19	0,23	0,30	0,23	0,19	0,22	0,33	0,34	0,40	0,26	0,24	0,17	0,26

Tab. 4.4.4. Struktura dominacji zgrupowań Carabidae w badanych typach siedliskowych lasu w otoczeniu Stacji Bazowej Wigry

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Bór bagienny, pow. 7-9										Las mieszany									
			2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1	17	*C. violaceus* L.	4,5	42,1	12,7	16,3	33,0	25,9	35,8	46,7	5,0	5,4	0,7	5,2	2,9	2,7	3,8	3,9	3,4	2,3		0,5
2	20	*C. auronitens* Fabr																	1,4			
3	26	*C. granulatus* (L.)	4,5	1,7	0,4								0,1	2,7	0,2	0,1		0,2				
4	28	*C. cancellatus* Ill.		0,8	0,2	0,3	1,5					1,5	0,7	0,8	0,1	0,0						1,7
5	30	*C. arcensis* Herbst									0,5									0,7	0,4	
6	35	*C. nemoralis* O.F. Müll.								2,2	2,3	0,2	0,4	1,0	0,5	0,5	0,9	1,4	0,3	1,0	0,6	0,8
7	36	*C. hortensis* L.	4,5	0,8	4,6	5,8					1,8	0,2	14,8	28,7	15,8	15,2	8,3	15,6	16,1	31,5	28,0	26,4
8	37	C. glabratus Payk.	19,8							17,8	14,7	10,6	6,6							1,7	3,6	9,3
9	42	*Cychrus caraboides* (L.)	2,7		1,7	0,3	3,5	7,1	5,7	2,2	0,9	0,5	0,7	0,7	0,9	0,6	0,7	0,4	0,6	0,2	0,1	0,1
10	55	*Nebria brevicollis* (Fabr.)																	0,8			
11	268	*Pterostichus cupreus* (L.)											0,1									
12	280	*Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.)	2,7	2,5	1,2	3,5		4,7	1,9	4,4	4,1	0,7	6,3	12,4	4,0	2,1	1,0	6,4	6,5	6,6	2,6	5,5
13	281	*P. niger* (Schall.)	54,1	47,9	74,9	66,8	58,0	54,1	47,2	24,4	69,3	76,8	62,9	44,9	68,1	68,1	80,2	66,0	58,5	50,7	62,3	50,5
14	282	*P. melanarius* (L.)	7,2	4,1	4,2	4,3	3,5	4,7	9,4	2,2	0,9	4,0	6,2	3,1	7,4	10,5	5,0	6,2	12,4	4,5	2,3	5,0
15	286	*P. nigrita* (Fabr.)											0,3	0,1								
16	290	*P. strenuus* (Panz.)				3,0	0,5	3,5								0,1						
17	348	*Agonum assimilae* (Payk.)																		0,5		
18	423	*Harpalus latus* (L.)									0,5									0,2		0,2
19	433	*H. quadripunctatus* Dej.											0,1	0,4	0,0	0,0						
20	348	*Anchomenus assimilis* (Payk.)																				0,1
Wskaźnik dominacji Simpsona (λ)			0,34	0,41	0,58	0,48	0,45	0,37	0,36	0,31	0,51	0,61	0,43	0,30	0,50	0,50	0,65	0,47	0,39	0,36	0,47	0,34

Tab. 4.4.5. Struktura dominacji zgrupowań Carabidae w badanych typach siedliskowych lasu, w obrębie Stacji Bazowej Storkowo

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Bór świeży, pow. 13-15										Bór mieszany, pow. 16-18									
			2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1	13	*Carabus coriaceus* L.	10,8	16,6	9,7	14,9	20,4	11,3	12,4	19,3	17,4	7,7	11,3	12,2	12,0	12,7	28,9	13,8	12,6	15,6	6,1	4,7
2	17	*C. violaceus* L.	19,7	28,7	15,6	16,7	28,7	22,7	26,4	40,7	35,6	29,6	4,2	7,6	11,6	10,1	17,6	23,5	29,9	30,6	17,3	16,0
3	20	*C. auronitens* Fabr																				0,1
4	21	*C. convexus* Fabr.	0,4	0,4					1,0			1,3										
5	26	*C. granulatus* (L.)						0,1						0,1				0,2				
6	28	*C. cancellatus* Ill.	0,4										0,8	0,3	1,0	0,5		0,2				0,1
7	30	*C. arcensis* Herbst	4,0	10,8							4,7	8,6	38,5	29,9	0,6	7,0				0,7	24,0	13,7
8	35	*C. nemoralis* O.F. Müll.	0,6	0,8	0,7	0,3	0,5	0,2	1,3	0,4			3,9	2,3	5,1	1,8	3,6	3,5	10,7	11,6	6,7	3,7
9	36	*C. hortensis* L.	4,7	6,2	15,6	11,7	10,4	16,9	20,5	11,8	7,5	1,0	7,4	12,0	44,4	54,8	32,5	30,4	28,0	35,4	29,8	21,2
10	37	*C. glabratus* Payk.										10,4										
11	42	*Cychrus* caraboides (L.)			0,7							0,1				0,8		0,2				
12	55	*Nebria brevicollis* (Fabr.)						0,1					0,1									
13	268	*Pterostichus cupreus* (L.)												0,1								
14	273	*P. virens* O.F. Müller												0,1								0,1
15	280	*P. oblongopunctatus* (Fabr.)	9,3	4,7	7,7	16,4	6,6	18,5	13,3	11,6	4,3	8,0	2,2	0,9	1,0	2,8	1,0	1,5	0,9			0,6
16	281	*P. niger* (Schall.)	49,9	31,6	50,1	39,9	33,3	30,2	24,9	14,6	30,4	33,2	31,4	34,0	24,3	9,3	15,7	25,9	14,5	4,1	15,4	39,3
17	282	*P. melanarius* (L.)										0,1		0,4		0,3	0,7	0,5	1,9	2,0		0,4
18	318	*Calathus melanocephalus* (L.)							0,2													
19	348	*A. assimilae* (Payk.)		0,2			0,1			1,6												
20	409	*Harpalus rufipes* (De Geer)				0,2							0,1								0,6	
21	423	*H. latus* (L.)					0,1				0,2							0,2	1,4			0,1
Wskaźnik dominacji Simpsona (λ)			0,31	0,23	0,31	0,25	0,25	0,22	0,21	0,25	0,26	0,23	0,27	0,24	0,29	0,34	0,25	0,24	0,22	0,26	0,21	0,25

Tab. 4.4.6. Struktura dominacji zgrupowań Carabidae w badanych typach siedliskowych lasu, w obrębie Stacji Bazowej Szymbark

Lp.	Nr kat.	Gatunek	Las wyżynny										Las górski									
			2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1	13	*Carabus coriaceus* L.	9,4	10,8	16,5	23,3	7,7	14,6	7,6	8,1	15,1	5,3	3,4	2,0	1,1	1,0	1,3	0,9	0,4	2,3	3,0	7,6
2	17	*C. violaceus* L.	16,9	23,4	24,4	31,9	35,8	33,9	32,8	29,1	43,5	21,4	28,2	28,1	32,3	33,6	29,7	31,7	29,5	34,8	39,5	28,1
3	20	*C. auronitens* Fabr		0,9									12,0	9,3	11,3	10,4	13,5	7,6	11,4	9,1	8,4	5,7
4	28	*C. cancellatus* Ill.			0,4	0,4	0,1		0,6	1,0	0,8	8,6			1,1				1,8	15,9	3,0	22,7
5	30	*C. arcensis* Herbst																	0,4			
6	32	*C. scheidleri* Panz.		0,1				1,3	3,1	8,9	13,2	29,1			0,2				0,2	1,0	7,7	1,6
7	35	*C. nemoralis* O.F. Müll.													0,6	1,0			0,0			
8	36	*C. hortensis* L.	33,6	31,0	27,5	14,2	19,0	19,6	11,7	4,5	2,5	0,6	33,8	36,0	26,0	31,3	30,3	30,8	14,1		0,3	1,6
9	40	*C. linnaei* Duft.								1,7	0,4	0,8							0,0	15,4	11,4	9,7
10	41	*Cychrus attenuatus* (Fabr,)																0,9	1,3	1,8		0,3
11	42	*Cychrus caraboides* (L.)					0,1						2,5	3,8	3,4	3,3	7,1		0,2		0,3	
12	55	*Nebria brevicollis* (Fabr.)						0,1	0,1									0,9	0,0			
13	280	*Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.)	0,4	0,2	0,8		0,5	0,2	0,3	0,1		0,2	0,8	2,0	3,2	0,8		1,3	1,8	0,5	0,7	0,8
14	281	*P. niger* (Schall.)	17,3	22,9	9,6	6,0	3,9	2,2	2,2	1,3	0,8	1,7	18,2	6,5	6,8	8,6	1,9	4,0	5,1	4,0	8,7	13,8
15	282	*P. melanarius* (L.)	7,9		19,1	17,1	28,2	17,0	27,7	0,8		2,3		10,1	14,0	10,1	16,1	21,0	32,1			
16	301	*P. burmeisteri* Heer								3,1	0,6	0,9							0,0	11,9	4,0	1,4
17	302	*P. foveolatus* (Duft.)		0,4										0,2					0,0			
18	307	*Abax carinatus* (Duft.)								7,3	5,8	5,6							0,0	1,3	1,3	1,4
19	308	*A. ovalis* (Duft.)								5,8	1,4	4,4							0,0	0,5	0,7	3,0
20	309	*Abax ater* (Pill. et Mitt.)	10,6	7,2	1,5	1,4	0,5	7,0	2,7	5,2	7,4	6,0	1,1	1,0				0,4	1,6	1,5	9,0	
21	310	*A. parallelus* (Duft.)						0,9	7,6	13,9	2,5	4,1							0,0		0,3	2,4
22	311	*A. schüppeli* (Germ.)	3,9	3,0	0,3	5,7	4,3	3,0	3,6	8,9	6,2	9,3		0,8					0,0		1,3	
23	313	*Molops piceus* (Panz.)								0,1									0,0			
24	348	*Agonum assimilae* (Payk.)		0,1						0,1				0,2					0,0		0,3	
25	409	*Harpalus rufipes* (De Geer)		0,1															0,0			
26	423	*H. latus* (L.)						0,1										0,4	0,0			
Wskaźnik dominacji Simpsona (λ)			0,20	0,22	0,21	0,21	0,25	0,21	0,21	0,14	0,24	0,16	0,24	0,23	0,21	0,24	0,23	0,25	0,23	0,20	0,20	0,17

PODSUMOWANIE

Podczas badań odłowiono łącznie 111 260 osobników Carabidae należących do 43 gatunków. Największą liczbę osobników odłowiono w lesie mieszanym w Wigierskim Parku Narodowym (11 376), najmniejszą w borze bagiennym również w Wigierskim Parku Narodowym. Największą liczbę gatunków stwierdzono w lesie świeżym w Puszczy Boreckiej (25), najmniejszą w borze bagiennym w Wigierskim Parku Narodowym (13).

W strukturze dominacji występowały gatunki wszystkich klas dominacji, od eudominantów, czyli gatunków o udziale ich osobników w zgrupowaniu powyżej 10% w zgrupowaniu, do subrecendentów, czyli gatunków o udziale ich osobników w zgrupowaniu poniżej 1%.. Główną rolę odgrywają, jak się wydaje, w zgrupowaniach eudominanty – gatunki o najwyższym udziale ilościowym w zgrupowaniach. W badanym materiale stwierdzono szereg gatunków, które były eudominantami w zgrupowaniach. Wyraźnie jednak widać, że część gatunków była eudominantami nawet przez cały okres badań (10 lat), część przez dłuższe okresy, inne w pojedynczych latach. Do wyjątkowych należał *Pterostichus niger* oraz *Pterostichus melanarius*, które w kilku typach siedliskowych lasu, w różnych Stacjach Bazowych ZMŚP należały do eudominantów przez cały okres badań. Na uwagę zasługuje również *Carabus violaceus*, który w lesie górskim w Szymbarku był eudominantem przez cały okres badań. Tak duży udział ilościowy osobników danego gatunku w zgrupowaniu, przez tak długi okres świadczy o witalności wymienionych gatunków. Zgrupowania były w sumie słabo zdominowane przez gatunki je tworzące, o czym świadczą niskie wartości wskaźnika dominacji Simpsona (Weiner 1999).

W badanych środowiskach dominowały w ujęciu ekologicznym, w kategorii trofizmu – zoofagi duże, których przewaga nad gatunkami należącymi do innych kategorii troficznych (zoofagów małych oraz hemizoofagów) była ogromna. Najmniejszy udział osobników należących do zoofagów dużych wynosił 74,6% (las świeży w Puszczy Boreckiej), największy aż 98,5% (bór mieszany w Storkowie). W przypadku boru mieszanego w Storkowie, zgrupowanie niemal wyłącznie stanowiły w ujęciu ilościowym zoofagi duże.

Różnorodność gatunkowa zgrupowań z poszczególnych lat była, co oczywiste, różna. W pracy przedstawiono różnorodność zgrupowań za cały okres badań, którą mierzono przy pomocy wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera (H') (Shannon 1964). W tym ujęciu najmniej różnorodnym było zgrupowanie z lasu mieszanego w Wigierskim Parku Narodowym. Wartość wskaźnika różnorodności w jego przypadku wyniosła 1,32; a maksymalna wartość wskaźnika różnorodności dla tego zgrupowania wynosiła 3,09. Wynika z tego, że rzeczywista różnorodność zgrupowania wyniosła tylko 42,7% teoretycznej różnorodności maksymalnej. Natomiast najwyższą wartość

wskaźnika różnorodności wynoszącą 2,14 stwierdzono w przypadku zgrupowań z lasu wyżynnego oraz lasu górskiego w Szymbarku. Maksymalna wartość wskaźnika Shannona wyniosła dla tych typów siedliskowych lasu odpowiednio – 3,14 i 3,18. Rzeczywista wartość wskaźnika Shannona z lasu wyżynnego stanowiła 68,2% wartości maksymalnej, a przypadku lasu górskiego 67,3%. Warto zwracać uwagę na relacje pomiędzy wartością rzeczywistą a maksymalną wskaźnika Shannona. Dzięki takiemu podejściu otrzymuje się pełniejszą informację na temat rzeczywistej różnorodności zgrupowania, którą można lepiej ocenić dysponując pojedynczą wartością wskaźnika.

Jednym z celów badań było podjęcie próby oceny stanu środowiska przy pomocy wskaźników wymienionych w rozdziale drugim. Były nimi:

- liczba osobników,
- liczba gatunków,
- łowność,
- struktura dominacji wraz z pomiarem stopnia zdominowania zgrupowań przez gatunki,
- struktura troficzna, w której wyróżniono zoofagi duże (Zd), zoofagi małe (Zm), hemizoofagi (Hz),
- różnorodność zgrupowania (H'), oraz maksymalna jego różnorodność (H' max). Wartość H' max pozwala na ocenę różnorodności przy posiadaniu tylko jednej wartości (H').

Wartość wymienionych wskaźników dla oceny stanu środowiska jest różna. Najprostszym z nich jest liczba osobników oraz gatunków. Słusznie uważa się wśród faunistów, że wskaźnik ten zawiera najcenniejsze dane o środowisku – surową, nie przekształconą informację o stanie ilościowym i jakościowym fauny w danym okresie (Trojan 1992). Jednak pojedyncze dane tego typu dotyczące jednego środowiska, jednego roku itd. mają niewielką wartość informacyjną. Nabierają znaczenia, gdy istnieje możliwość porównania ich wartości z wartościami innych tego typu wskaźników (z kolejnych lat z danego środowiska, z innych środowisk itd.). Poza tym wskaźnik ten jest trudny do analizowania ze względu na dużą zmienność liczebności odłowów owadów, w tym Carabidae, która jest trudna lub niemożliwa do interpretacji (Wallin 1985, Holland 2002). Biorąc jednak pod uwagę, że badania prowadzone w ramach monitoringu z założenia powinny być długoterminowe, wskaźnik ten może mieć duże znaczenie w interpretacji badanych zjawisk (Faliński 1999, Gutowski 2004). Ponadto mogą one umożliwić wyjaśnienie dużej zmienności liczebności odłowów Carabidae. Bardzo prostym wskaźnikiem jest też łowność. Jego wartość jest bezpośrednio zależna od liczebności odłowów i jest ilorazem liczby odłowionych osobników Carabidae oraz iloczynu dni odłowów i liczby aktywnych pułapek. Liczebność odłowów oraz łowność kształtowały się na poziomie niezbyt wysokim, często odnotowywanym przy użyciu metody pułapek Barbera (Huruk 2007). Struktura dominacji jest wskaźnikiem, który może

również zawierać informacje dotyczące stanu badanego środowiska (Leśniak 1979, 1980, 1997; Trojan 1980). Według Trojana (1980) osobniki żadnego z gatunków w zgrupowaniu nie powinny mieć zbyt dużej przewagi ilościowej nad osobnikami innych gatunków. Silna dominacja jednego gatunku w zgrupowaniu oznaczałaby istnienie czynników destrukcyjnych w środowisku. Jednak wyniki badań wskazują na liczne odstępstwa od tego schematu. Obserwuje się silną dominację określonych gatunków, np. w zgrupowaniach z lasów, łąk, pól (Leśniak 1980, 1997; Huruk 1993, 2003, 2007). Wydaje się, że w wielu przypadkach silna dominacja wynika ze specyficznych warunków danego środowiska sprzyjających rozwojowi jednych gatunków, które dla innych gatunków mogą być mniej korzystne. Niewątpliwie struktura dominacji zgrupowań wymaga dodatkowych analiz opartych o nowe przykłady. Zgrupowania były słabo zdominowane przez tworzące je gatunki, co może wskazywać na obecność korzystnych warunków do życia Carabidae w badanych środowiskach. Dużą wagę przywiązuje się do struktury troficznej zgrupowania biegaczowatych. Jest ona kolejnym istotnym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku. Za prawidłową uznaje się taką strukturę, w której dominują zoofagi duże, mniejszy jest udział zoofagów małych, najmniejszy hemizoofagów. Presja destrukcyjnych czynników zewnętrznych wywołuje zmiany w strukturze troficznej zgrupowania Carabidae (Leśniak 1980, 1981, 1986, 1997; Puszkar 1981; Leśniak, Huruk S., Huruk A. 2003). Polegają one na wycofywaniu się ze zgrupowania w pierwszej kolejności zoofagów dużych na korzyść pozostałych elementów ekologicznych. Przy bardzo silnej presji negatywnych czynników w zgrupowaniach obserwuje się dominację hemizoofagów. W badanych zgrupowaniach zawsze dominowały zoofagi duże, a ich dominacja była bardzo duża. Innym ważnym wskaźnikiem w ocenie stanu środowiska jest różnorodność zgrupowań biegaczowatych, która była mierzona przy pomocy wskaźnika Shannona-Wienera (H'). W pracy podawano jego dwie wartości – rzeczywistą oraz teoretyczną maksymalną dla stwierdzonej liczby gatunków. Podejście takie pozwala na porównanie wartości wskaźników między sobą oraz ustalenie jaka jest proporcja różnorodności (np. w danym środowisku, w danym czasie) do różnorodności maksymalnej. Różnorodność zgrupowań była w większości przypadków dość wysoka. Wartość wskaźnika różnorodności Shannona (1964) – zawierała się (poza jednym przypadkiem (las mieszany Wigierski PN) pomiędzy 58,0% a 77,7% wartości maksymalnej.

Wartości wskaźników przyjętych do oceny stanu środowiska w badanych typach siedliskowych lasu kształtowały się najczęściej na poziomie średnim lub wysokim. Stan środowiska oceniany przy pomocy liczby odłowionych osobników i gatunków oraz przy pomocy wskaźnika łowności jest najtrudniejszy do ustalenia. Z uzyskanych danych wynika, że łowność kształtowała się na poziomie najczęściej spotykanym w przypadku Carabidae, czyli niezbyt wysokim. Należy jednak zauważyć, że niska łowność jest cechą specyficzną biegaczowatych

(Halsall, Wratten 1988; Hawthorn 1995; Huruk 2007). Wskaźnik dominacji Simpsona (λ) uzyskiwał niskie wartości, co wskazuje na bardzo korzystne kształtowanie się struktur dominacji. Korzystnie kształtowała się również struktura troficzna, w której w całym okresie badań – w obydwu siedliskach – zdecydowanie dominowały zoofagi duże. Różnorodność zgrupowań była najczęściej dość wysoka, na co wskazują relacje pomiędzy wartością rzeczywistą wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona a maksymalną wartością teoretyczną przy stwierdzonej liczbie gatunków w zgrupowaniu. Wskaźnik ten poza borem bagiennym w Wigierskim PN wynosił od 58,0% (bór świeży w Storkowie) do 77,7% (bór bagienny w Wigierskim PN) jego wartości maksymalnej.

LITERATURA

Chudzicka E., Skibińska E., 1998. Monitoring and role terrestrial invertebrates in bioindicatory evaluation of environment condition and changes. Memorabilia Zoologica, 51: 3-12.

Faliński J.B., 1999. Długoterminowe badania ekologiczne na stałych powierzchniach. I. Istota, cele i zastosowanie. Wiad. Ekol., 45, 3: 207-226.

Górny M., Grüm L., 1981. Metody stosowane w zoologii gleby. PWN, Warszawa.

Gutowski J.M., 2004. Bezkręgowce jako obiekt monitoringu biologicznego w Puszczy Białowieskiej. Leśne Prace Badawcze, 1: 23-54.

Halsall N.B., Wratten S.D., 1988. The efficiency of pitfall trapping for polyphagous predatory Carabidae. Ecological Entomology, 13: 293-299.

Hawthorn A., 1995. Validation of the use of pitfall traps to study carabid populations in cereal field headlands. W: S. Toft, W. Riedel (red.), Arthropod natural enemies in arable land. I. Density, spatial heterogeneity and dispersal. Aarhus University Press: 61-75.

Holland J.M., 2002. Carabid beetles: Their ecology, survival and use in agroecosystems. W: J.M. Holland (red.), The agroecology of Carabid Beetles. Intercept, Andover: 1-40.

Huruk S., 1993. Studia nad zgrupowaniami biegaczowatych (Carabidae, Coleoptera) uroczysk Chełmowa Góra i Serwis w Świętokrzyskim Parku Narodowym. Fragm. faun., 36(18): 339-371.

Huruk S., 2003. Ground beetles (Col.: Carabidae) of moist hay meadows along the Nida River near Korytnica (Central Poland). Baltic J. Coleopterol., 3(2): 145-151.

Huruk S., 2007. Analiza struktur i aktywności polnych zgrupowań biegaczowatych (Carabidae, Coleoptera) na wybranych typach gleb.

Huruk S., Huruk A., Bochenek W., 2007. Analiza struktury zgrupowania biegaczowatych (Col., Carabidae) w lesie wyżynnym w obrębie Stacji Monitoringu Szymbark. Monitoring Środowiska Przyrodniczego, 8: 99-104.

Kostrzewski A., 1995., Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – cele, zamierzenia, zadania W: A. Kostrzewski (red.), ZMŚP, Propozycje programowe, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa: 7-22.

Leśniak A., 1979. Możliwości bioindykacji antropogenicznych zniekształceń środowisk leśnych na podstawie zmian w zgrupowaniach bezkręgowców. W: Reakcje bezkręgowców na presje antropogeniczne w środowisku leśnym. Materiały I Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Rogów 1979. Wyd. SGGW: 14-23.

Leśniak A., 1980. Badania zmian w strukturach zgrupowań entomofauny naziemnej jako wskaźnika zniekształceń ekosystemów leśnych. Dok. IBL, 09.10.01.07.02. (msc.).

Leśniak A., 1981. Possibility of bioindication of anthropogenic deformations of forest habitats on the basis of changes in invertebrate communities in I-st Symposium on the Protection of Forest Environment. Rogów 19-20 November, 1979. Warsaw Agricultural University Press.

Leśniak A., 1986. Organisation and stability of community on the example of Carabidae (Coleoptera) in III-rd Symposium on the protection of forest Ecosystems: Ways of forming the resistance of forest stands to abiotic factors, pests and diseases. Rogów 20-21 November. Warsaw Agricultural University Press.

Leśniak A., 1987. Zoogeographical analysis of the Carabidae (Coleoptera) of Poland. Fragm. faun., 30 (17): 297-312.

Leśniak A., 1995. Monitoring, bioindykacja – definicje i desygnaty. Sylwan, 139: 5-12.

Leśniak A., 1997. Metody analizy zgrupowań biegaczowatych (Carabidae, Col.) w zooindykacji procesów ekologicznych. VI Sympozjum Ochrony Ekosystemów Leśnych. Waloryzacja ekosystemów leśnych metodami zooindykacyjnymi. Jedlnia, 2-3 grudnia 1996 r. Warszawa: 29-41.

Leśniak A., Huruk S., Huruk A., 2003. Możliwości wykorzystania biegaczowatych w monitoringu środowiska biologicznego. W: W. Bochenek, E. Gil (red.), Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych: 123-128.

Pielou E.C., 1975. Ecological diversity. John Wiley and Sons, New York, 1975: 165-166.

Piernik A., 2008. Metody numeryczne w ekologii na przykładzie zastosowań pakietu MVSP do analiz roślinności. Wyd. Nauk. Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń: 62-88.

Plan Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Borki Obrębów: Borki, Przerwanki, Węgorzewo na okres 01.01.2010-31.12.2019. 2010. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Białymstoku. Białystok.

Puszkar T., 1981. Zmiany wybranych elementów zoocenoz w agroekosystemach poddawanych silnej presji emisji przemysłowych. IUNG Puławy, R. (157): 1-78.

Rainio J., Niemelä J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. Biodivers. Conserv., 12: 487-506.

Shannon C.E., 1964. The Mathematical Theory of Communication. W: C.E. Shannon, W. Weaver (red.), The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana: 29-125.

Trojan P., 1992. Analiza struktury fauny. Memorabilia Zoologica. PAN MiIZ. Warszawa: 1-121.

Wallin H., 1985. Spatial and temporal distribution of some abundant carabid beatles (Coleoptera: Carabidae) in cereal fields and adjacent habitats. Pedobiologia, 28: 19-31.

Weiner J., 1999. Życie i ewolucja biosfery. PWN Warszawa.

ZMIENNOŚĆ PRZESTRZENNA TYPÓW POKRYCIA TERENU I UŻYTKOWANIA ZIEMI W ZLEWNIACH RZECZNYCH I JEZIORNYCH ZMŚP

Zbigniew Zwoliński, Joanna Gudowicz

Instytut Geoekologii i Geoinformacji,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

WPROWADZENIE

Zmiany w zakresie pokrycia terenu i użytkowania ziemi występują we wszystkich skalach: od globalnej poprzez regionalną do lokalnej. W programie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP) dwie ostatnie skale odgrywają kluczowe rolę. Zmiany pokrycia terenu i użytkowania ziemi są powszechnym zjawiskiem środowiskowym, zmieniającym krajobrazy i wpływającym na szeroki zakres procesów geograficznych, w tym geologicznych, geomorfologicznych, glebowych, hydrologicznych, biologicznych i społeczno-ekonomicznych. Zrozumienie skutków zmian pokrycia terenu i użytkowania ziemi oraz powiązanych z nimi sprzężeń zwrotnych w geoekosystemach wymaga poznania ich przyczyn, sekwencji i tempa tych zmian. Mogą mieć one niekiedy nawet katastrofalne, skumulowane skutki, szczególnie niekorzystne dla środowiska. Ze względu na ich wpływ na zarządzanie zagospodarowaniem przestrzennym i zrównoważony rozwój krajobrazów oraz procesy społeczne (w tym zdrowie ludności) i polityczne, zmiany te są przedmiotem nie tylko zainteresowania wielu dyscyplin naukowych, ale także obywateli. Wyzwaniem, przed którym stoją naukowcy i decydenci jest jednak generalny brak kompleksowych danych dotyczących tempa i rodzajów zmian w pokryciu terenu i użytkowaniu ziemi. Uzyskane wyniki badań nad zmianami pokrycia terenu i użytkowania ziemi w wybranych typach krajobrazów Polski reprezentowanych przez Stacje Bazowe ZMŚP winny przyczynić się do geoekosystemowego zrozumienia krajowych, regionalnych i lokalnych trendów tych zmian oraz pomogą w sformułowaniu polityk w zakresie zarządzania zasobami środowiska.

Holistyczne zmiany środowiska przyrodniczego w zakresie georóżnorodności, bioróżnorodności i technoróżnorodności w sposób syntetyczny wyrażają zmiany w naturalnym pokryciu terenu i antropogenicznym użytkowaniu ziemi. Rejestracja tych zmian umożliwia stwierdzenie aktualnego stanu środowiska przyrodniczego oraz trendów tych zmian, a także prognozowanie krótkoterminowych zmian zagospodarowania przestrzennego w zlewni. Na potrzeby programu ZMŚP niezbędne jest rozgraniczenie pomiędzy

typami pokrycia terenu a typami użytkowania ziemi jako geoindykatorów (Berger 1996, Zwoliński 1998, 2004) i bioindykatorów (Fałtynowicz 1995) zmian w geoekosystemach (Sims 1995, De Bie i in. 1995):

- Pokrycie terenu jest obserwowaną geo-bio-fizyczną pokrywą widzianą z powierzchni ziemi lub poprzez zdalną rejestrację, obejmującą roślinność (naturalną i uprawną) oraz sztuczne konstrukcje (budynki, drogi, itd.), które przykrywają powierzchnię ziemi. Woda, lód, naga skała oraz powierzchnie piaszczyste są zaliczane do pokrycia terenu.
- Użytkowanie ziemi wyraża funkcję oraz cel, dla których dany obszar jest używany. Zatem użytkowanie ziemi może być definiowane jako zestaw działalności podjętej dla produkcji jednego lub więcej towarów albo usług. Pewien typ użytkowania ziemi może mieć miejsce na pojedynczym lub więcej niż jednym fragmencie obszaru, natomiast kilka typów użytkowania ziemi może występować na tym samym fragmencie danego obszaru. Taka definicja użytkowania ziemi daje podstawy do ilościowej analizy ekonomicznej i środowiskowej oraz pozwala precyzyjnie wydzielić typy użytkowania ziemi.

Ważne jest zatem rozróżnienie między pokryciem terenu a użytkowaniem ziemi (Di Gregorio, Jansen 2000, Baranowska i in. 2002), a także zakres informacyjny jaki można przypisać każdemu zestawowi ich typów, szczególnie wówczas gdy ich właściwości mierzone są technikami teledetekcyjnymi (Fisher i in. 2005, Giri 2012). Powyższe rozumienie pokrycia terenu i użytkowania ziemi jest także ściśle skorelowane z potrzebami jakie wynikają z usług geoekosystemowych określanych dla Stacji Bazowych ZMŚP (Kostrzewski i in. 2014). Według Łowickiego i Mizgajskiego (2013) struktura typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi oraz ich zmiany stanowią podstawę do wskazania trendów zmian krajobrazowych w różnych jednostkach taksonomicznych, np. mezoregionach w podziale fizyczno-geograficznym Polski, a tym samym w krajobrazach odpowiadających poszczególnym Stacjom Bazowym ZMŚP. W ramach programu ZMŚP (Kostrzewski i in. 2006) realizowany jest specjalistyczny program analityczny „Zmiany pokrycia terenu i użytkowania ziemi" (Zwoliński 2006), którego celem jest odtworzenie, bieżąca rejestracja i przewidywanie zmian środowiskowych w zlewniach badawczych ZMŚP w ujęciu zintegrowanym w przestrzennej skali lokalnej i regionalnej oraz w czasowej skali krótko-, średnio- i długoterminowej.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie wyników dotychczasowej realizacji programu w obszarach badawczych Stacji Bazowych. Omówiono metodykę opracowania map pokrycia terenu i użytkowania ziemi opartą o nomenklaturę zastosowaną w bazie danych CORINE Land Cover (EEA 2004). Przedstawiono także wypracowaną klasyfikację na czwartym poziomie szczegółowości CLC. Szczegółowa klasyfikacja umożliwi uwzględnienie lokalnych warunków środowiskowych na obszarach zlewni rzecznych i jeziornych

ZMŚP, co nie byłoby w pełni możliwe w oparciu jedynie o poziom trzeci wydzieleń wg CORINE Land Cover.

MATERIAŁY ŹRÓDŁOWE I METODYKA

Podstawy metodologiczne i metodyczne programu P1 „Zmiany pokrycia terenu i użytkowania ziemi" w ramach programu Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego zostały sformułowane przez Zwolińskiego (2006).

Realizując powyższy program opracowane zostały mapy pokrycia terenu i użytkowania ziemi dla Stacji Bazowych ZMŚP: Wolin, Kampinos, Koniczynka, Puszcza Borecka, Storkowo, Święty Krzyż, Szymbark oraz Wigry. Stacje te reprezentują najważniejsze typy krajobrazów naturalnych w Polsce jak również wszystkie strefy morfogenetyczne: góry średnie, wyżyny, obszary staroglacjalne i młodoglacjalne jak i ich wybrane podstrefy: góry niskie, pojezierza, obszary nadmorskie. Podstawę utworzenia map dla Stacji Bazowych ZMŚP stanowiły ortofotomapy ze scen satelitarnych. Wykorzystane zdjęcia wykonano w roku 2010, sceny pochodziły z satelity SPOT-5. Ta generacja satelit umożliwiła zwiększenie zdolności rozdzielczej w stosunku do wcześniejszych systemów tej serii. Przy zachowaniu szerokości obrazowanego pasa terenu satelity te zapewniły pod względem rozdzielczości i wydajności obrazowania wysokorozdzielcze z pikselem 2,5 m porównywalne do scen systemów IKONOS czy QuickBird (Preuss i in. 2006). Wykorzystano kompozycję kanałów w barwach naturalnych (B1, B2, B3) oraz w podczerwieni (CIR).

Mapy opracowano poprzez ręczną wektoryzację wydzieleń na podstawie ortofotomap w oprogramowaniu geoinformacyjnym ArcGIS (ArcInfo 9.3). Poszczególne typy pokrycia i użytkowania wektoryzowane były jako obiekty poligonowe w wektorowym modelu danych kartograficznych. Do obiektów poligonowych zaliczono także wydzielenia obejmujące sieć dróg i linie kolejowe. W efekcie powstały mapy wektorowe o zasięgach odpowiadających granicom zlewni badawczych zbudowane z sieci poligonów. Dla wszystkich warstw wektorowych przyjęto jednolity układ współrzędnych PL-1992. Warstwy wektorowe opracowano w formacie plików Shapefile (ESRI, *.shp), a także zintegrowano w postaci klas obiektów w bazie danych przestrzennych (MSAccess/ArcGIS). W każdej geobazie zweryfikowano reguły topologiczne, m.in. poligony nie mogą się nakładać, nie mogą mieć luk oraz muszą pokrywać się z obiektami innej warstwy dostępnych w geobazie. Topologia poprzez kontrolowanie powiązań geometrycznych między obiektami i utrzymanie ich geometrycznej integralności zapewnia, że dane tworzą bezbłędną i spójną całość. Dokładność geometryczna wykonanych map wektorowych odpowiada mapie w skali 1:10 000.

Kolejnym etapem prac było utworzenie atrybutowej bazy danych. W geobazie dla każdego obiektu poligonowego przypisane zostały atrybuty

obejmujące kody poziomu pierwszego, drugiego i trzeciego wg klasyfikacji typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi ZMŚP. Zastosowano nomenklaturę opierającą się na bazie danych CORINE Land Cover (Bossard i in. 2000, EEA 2004). Udostępnia ona paneuropejski inwentarz geo-bio-fizycznych typów pokrycia terenu. Strukturę utworzonych tabel atrybutów dla plików wektorowych przedstawia tabela 4.5.1. Dla trzeciego poziomu szczegółowości opracowano jednolitą legendę barwną dla wszystkich obiektów. Legenda odpowiada palecie przyjętej w bazie CORINE Land Cover (CLC) z niewielkimi modyfikacjami poszczególnych kolorów. Paleta opracowana została w postaci warstwy tematycznej z zapisaną symbolizacją obiektów w formacie *.lyr. Przyjętą legendę przedstawia tabela 4.5.2. W geobazie zawarto także obliczone powierzchnie obiektów, których wartości zostały zapisane w tabeli atrybutów.

Tab. 4.5.1. Struktura tabel atrybutów w geobazie pokrycia i użytkowania ziemi dla Stacji Bazowych ZMŚP

Nazwa pola	Szerokość pola	Typ	Komentarz do pola
Kod1	3	tekstowy	Kod wg poziomu I
Kod2	3	tekstowy	Kod wg poziomu II
Kod3	3	tekstowy	Kod wg poziomu III
Nazwa	100	tekstowy	Typ pokrycia terenu i użytkowania ziemi wg poziomu III CLC
Powierzchnia	-	liczbowy zmiennoprzecinkowy podwójnej precyzji	Powierzchnia wydzielenia w hektarach

STAN POKRYCIA TERENU I UŻYTKOWANIA ZIEMI W ROKU 2010

W opracowanej bazie danych pokrycia terenu i użytkowania ziemi dla obszarów analizowanych zlewni badawczych ZMŚP w roku 2010 odnotowano 15 klas odpowiadających trzeciemu poziomowi szczegółowości CLC (*Tab. 4.5.3*).

Najczęściej występującymi typami pokrycia terenu i użytkowania ziemi, które zidentyfikowano na wszystkich Stacjach Bazowych ZMŚP są: zabudowa nieciągła (średnio 0,81% w przedziale 0,02-2,12%), sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi (średnio 0,5% w przedziale 0,06-1,35%) i lasy mieszane (średnio 35,48% w przedziale 7,34-78,59%). Typy pokrycia i użytkowania, które wystąpiły tylko raz w badanych Stacjach Bazowych ZMŚP to: miejsca wydobycia kopalin (żwirownia koło Storkowa), nagie skały (gołoborza na Św. Krzyżu) i bagna śródlądowe (na Wigrach). Typami pokrycia terenu i użytkowania ziemi w obrębie Stacji Bazowych ZMŚP, które zajmują największe powierzchnie są: lasy mieszane (średnio 35,48% w przedziale 7,34-78,59%), lasy iglaste (średnio 26,26% w przedziale 0,44-62,79%) i grunty orne (średnio 24,0% w przedziale 2,37-87,19%).

Tab. 4.5.2. Paleta barw dla legendy typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi poziomu III dla Stacji Bazowych ZMŚP

Kod CLC	Poziom I	Kolor RGB	Kod CLC	Poziom III
1.	Powierzchnie sztuczne	230,0,77	1.1.1	Zabudowa zwarta
		255,0,0	1.1.2	Zabudowa nieciągła
		204,77,242	1.2.1	Obszary przemysłowe lub handlowe
		204,0,0	1.2.2	Sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi
		230,178,178	1.2.3	Obszary portowe
		216,190,216	1.2.4	Lotniska
		166,0,204	1.3.1	Miejsca wydobycia kopalin
		166,77,0	1.3.2	Zwałowiska
		255,77,255	1.3.3	Place budowy
		255,166,255	1.4.1	Zieleńce miejskie
		255,230,255	1.4.2	Urządzenia sportowe i rekreacyjne
2.	Obszary rolnicze	255,255,166	2.1.1	Grunty orne
		255,255,0	2.1.2	Obszary stale nawadniane
		230,127,127	2.1.3	Pola ryżowe
		215,100,0	2.2.1	Winnice
		242,166,0	2.2.2	Ogrody
		228,160,0	2.2.3	Gaje oliwkowe
		240,240,75	2.3.1	Pastwiska
		255,230,166	2.4.1	Uprawy jednoroczne stowarzyszone z uprawami trwałymi
		255,230,77	2.4.2	Uprawy wielozmianowe
		230,204,77	2.4.3	Obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi
		242,204,166	2.4.4	Obszary rolniczo-leśne
3.	Lasy i obszary półnaturalne	128,255,0	3.1.1	Lasy szerokolistne (liściaste)
		0,166,0	3.1.2	Lasy iglaste
		77,230,0	3.1.3	Lasy mieszane
		204,230,77	3.2.1	Użytki zielone
		166,255,128	3.2.2	Wrzosowiska
		166,230,77	3.2.3	Roślinność twardolistna
		166,220,0	3.2.4	Przejściowe tereny leśne, zakrzewienia
		230,230,230	3.3.1	Plaże, wydmy, piaski
		204,204,204	3.3.2	Nagie skały
		204,255,204	3.3.3	Obszary roślinności przerzedzonej
		0,0,0	3.3.4	Obszary wypalone
		166,230,204	3.3.5	Lodowce i wieczne śniegi
4.	Mokradła	166,166,255	4.1.1	Bagna śródlądowe
		77,77,255	4.1.2	Torfowiska
		204,204,255	4.2.1	Bagna słone
		230,230,255	4.2.2	Saliny
		166,166,230	4.2.3	Równiny pływowe
5.	Obiekty wodne	0,215,210	5.1.1	Cieki i kanały wodne
		128,242,230	5.1.2	Zbiorniki wodne
		0,255,166	5.2.1	Jeziora przybrzeżne
		190,255,235	5.2.2	Estuaria
		230,242,255	5.2.3	Morze i ocean

Wymienione typy mają także najwyższe odchylenia standardowe w granicach 20-30, świadczące o ich dużym zróżnicowaniu pomiędzy Stacjami Bazowymi pod względem zajmowanej powierzchni. Najmniej zróżnicowanymi powierzchniowo typami pokrycia i użytkowania są obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi (odchylenie standardowe SD = 0,49), sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi (SD = 0,49), zbiorniki wodne (SD = 0,68) i zabudowa nieciągła (SD = 0,82).

Tab. 4.5.3. Klasy pokrycia terenu i użytkowania ziemi na obszarze zlewni badawczych Stacji Bazowych ZMŚP w roku 2010

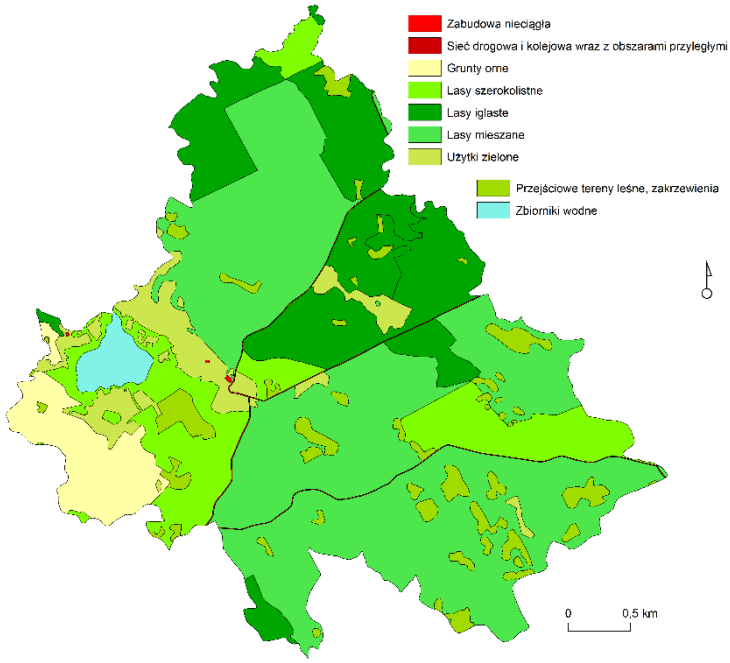
Kod CLC	Klasa III poziomu CLC	Stacje Bazowe ZMŚP							
		Puszcza Borecka	Wigry	Storkowo	Koniczynka	Kampinos	Święty Krzyż	Szymbark	Wolin
		Udział w powierzchni zlewni [%]							
1.1.2	Zabudowa nieciągła	0,02	0,34	0,60	1,96	0,33	0,97	2,12	0,10
1.2.2	Sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi	0,47	0,20	0,65	1,06	0,04	0,16	0,06	1,35
1.3.1	Miejsca wydobycia kopalin	-	-	0,61	-	-	-	-	-
2.1.1	Grunty orne	5,61	8,19	37,323	87,19	2,37	12,47	14,83	-
2.2.2	Ogrody	-	0,19	0,25	0,85	0,01	1,21	4,26	-
2.4.3	Obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi	-	0,03	0,52	1,07	0,02	0,78	-	-
3.1.1	Lasy szerokolistne (liściaste)	13,19	6,59	1,70	0,49	29,24	-	1,55	31,64
3.1.2	Lasy iglaste	11,99	62,79	20,05	0,44	34,22	-	-	28,04
3.1.3	Lasy mieszane	55,46	7,34	17,66	-	15,03	78,59	36,57	37,72
3.2.1	Użytki zielone	5,84	8,84	15,65	6,55	5,60	2,47	32,61	-
3.2.4	Przejściowe tereny leśne, zakrzewienia	5,76	0,68	3,12	0,29	3,77	-	8,00	-
3.3.2	Nagie skały	-	-	-	-	-	3,24	-	-
4.1.1	Bagna śródlądowe	-	4,46	-	-	-	-	-	-
4.1.2	Torfowiska	-	0,35	1,54	-	9,31	-	-	-
5.1.2	Zbiorniki wodne	1,66	-	0,32	0,10	0,06	0,11	-	1,15
Powierzchnia zlewni [km^2]		13,3	7,4	74,4	35,2	20,2	1,3	13,0	2,4
Liczba typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi		9	12	13	10	12	9	8	6

Stacją Bazową o największej liczbie typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi jest Storkowo, która ma ich aż 13 (*Ryc. 4.5.3*). Na obszarze zlewni górnej Parsęty nie występują tylko nagie skały i bagna śródlądowe. Następnymi stacjami o największej liczbie typów pokrycia i użytkowania są Wigry i Kampinos, po 12 (*Ryc. 4.5.2*, *Ryc. 4.5.5*). W zlewni Czarnej Hańczy (Wigry) nie występują miejsca wydobycia kopalin, nagie skały i zbiorniki wodne. Natomiast w zlewni Kanału Olszowieckiego (Kampinos) nie odnotowano następujących typów: miejsca wydobycia kopalin, nagich skał i bagien śródlądowych. Z kolei stacją o najmniejszej liczbie typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi jest Wolin, w której zidentyfikowano zaledwie 6 typów, wśród których 97,4% zajmują różne typy lasów (*Ryc. 4.5.8*). Pozostałe stację maja pośrednią liczbę typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi, a mianowicie: Koniczynka – 10 (*Ryc. 4.5.4*), Puszcza Borecka – 9 (*Ryc. 4.5.1*), Święty Krzyż – 9 (*Ryc. 4.5.6*) i Szymbark – 8 (*Ryc. 4.5.7*).

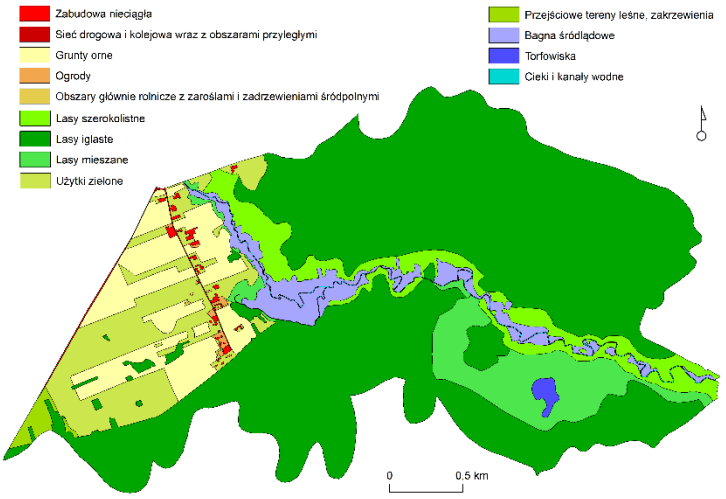
Na podstawie danych z roku 2010 zaproponowano klasyfikację zlewni w obrębie Stacji Bazowych ZMŚP z punktu widzenia typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi. W tabeli 4.5.4. zestawiono Stacje Bazowe na podstawie dwóch wskaźników, tj. relacji typów pokrycia terenu do typów użytkowania ziemi oraz na podstawie wskaźnika antropopresji zaproponowanego przez Giełdę-Pinas (2012). Zidentyfikowane typy pokrycia i użytkowania w Stacjach Bazowych w oparciu o klasyfikację trzeciego poziomu CORINE Land Cover podzielono na dwie grupy celem określenia przeważającego typu pokrycia i użytkowania. Pierwsza z grup (L) obejmuje: lasy szerokolistne (liściaste), lasy iglaste, lasy mieszane, przejściowe tereny leśne i zakrzewienia, natomiast druga grupa (R): grunty orne, ogrody, obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi oraz użytki zielone. Pozostałe typy pokrycia terenu i użytkowania ziemi pominięto z uwagi na znikomy udział w powierzchni badanych zlewni, tj. poniżej 5%.

Idea wskaźnika antropopresji polega na przeciwstawieniu elementów naturalnych elementom środowiska tworzonych czy przekształcanych przez człowieka. W tym celu wykorzystano wskaźnik antropopresji zaproponowany przez Giełdę-Pinas (2012), który przystosowano do posiadanych danych przestrzennych i nieprzestrzennych. Na potrzeby obliczenia wskaźnika antropopresji podzielono 15 typów pokrycia i użytkowania stwierdzonych w Stacjach Bazowych ZMŚP także na dwie grupy: pierwsza uwzględniająca malejący wpływ antropopresji na krajobraz (Zm) i druga zwiększający (Zw). Pierwsza grupa obejmuje typy pokrycia terenu, tj.: lasy szerokolistne (liściaste), lasy iglaste, lasy mieszane, nagie skały, przejściowe tereny leśne, zakrzewienia, bagna śródlądowe, torfowiska i zbiorniki wodne. Natomiast druga grupa, obejmująca typy użytkowania ziemi zawiera: zabudowę nieciągłą, sieć drogową i kolejową wraz z obszarami przyległymi, miejsca wydobycia kopalin, grunty

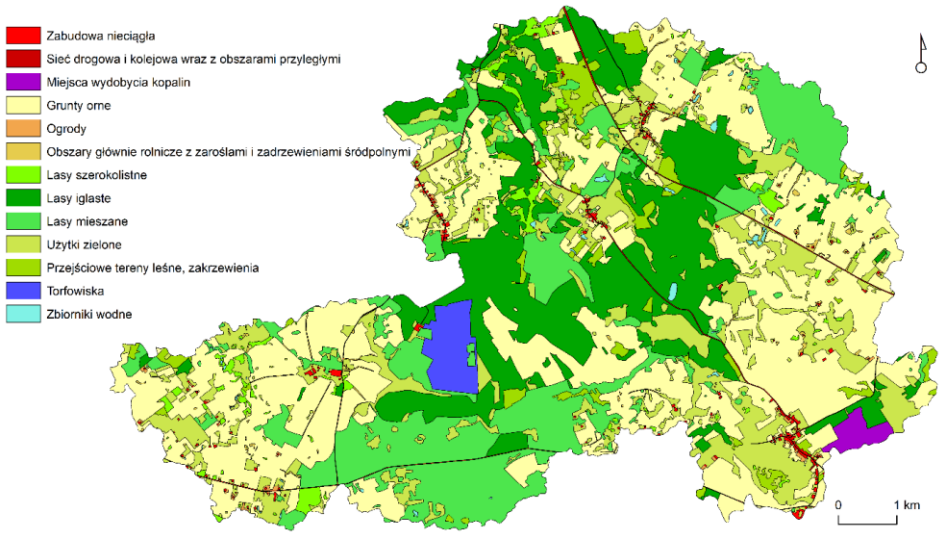
orne, ogrody, obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi oraz użytki zielone.



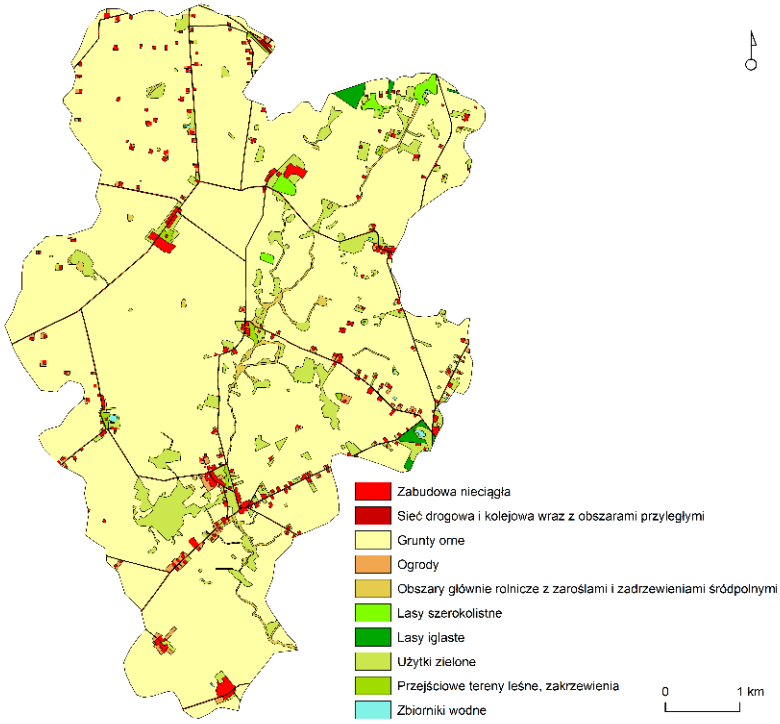
Ryc. 4.5.1. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni jeziora Łękuk, Stacja Bazowa ZMŚP Puszcza Borecka w roku 2010



Ryc. 4.5.2. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni Czarnej Hańczy, Stacja Bazowa ZMŚP Wigry w roku 2010



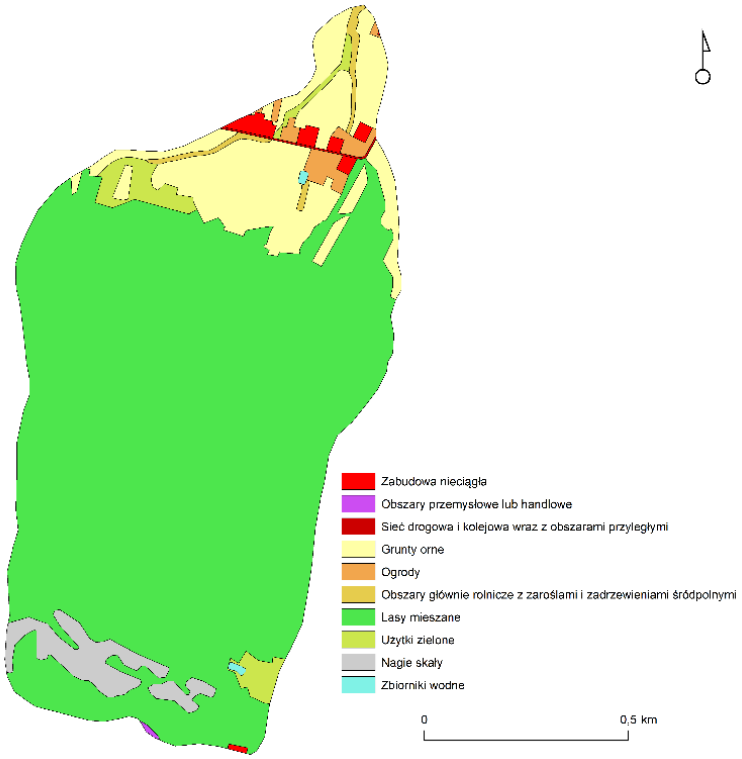
Ryc. 4.5.3. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni górnej Parsęty, Stacja Bazowa ZMŚP Storkowo w roku 2010



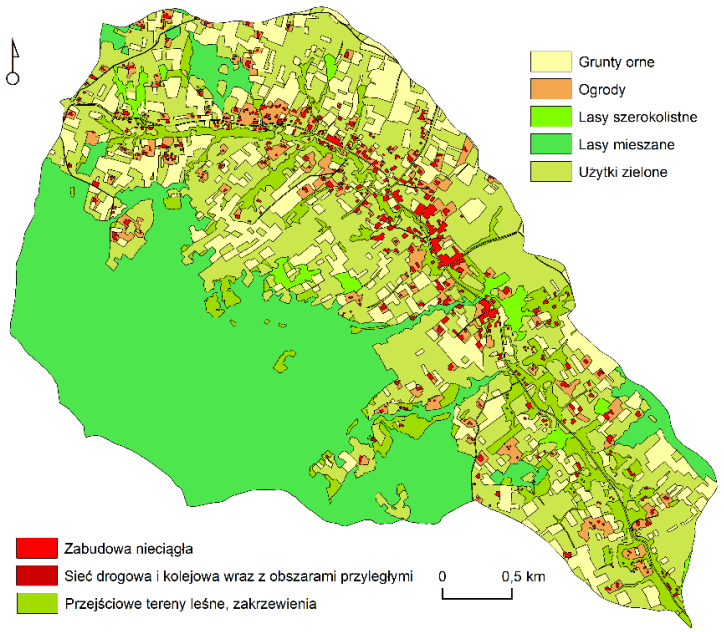
Ryc. 4.5.4. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni Strugi Toruńskiej, Stacja Bazowa ZMŚP Koniczynka w roku 2010



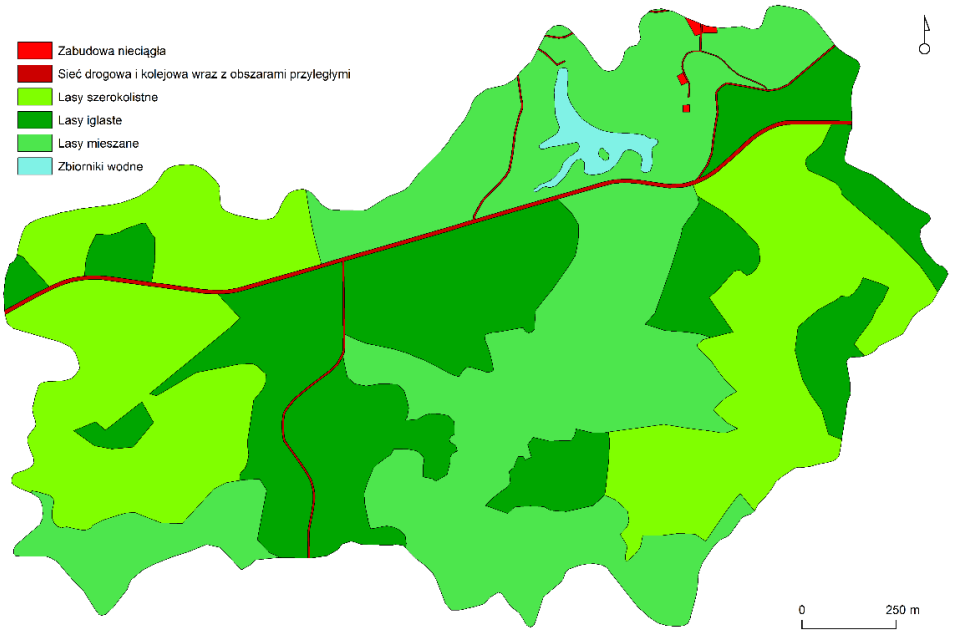
Ryc. 4.5.5. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni Kanału Olszowieckiego, Stacja Bazowa ZMŚP Kampinos w roku 2010



Ryc. 4.5.6. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni Wieńca, Stacja Bazowa ZMŚP Święty Krzyż w roku 2010



Ryc. 4.5.7. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni Bystrzanki, Stacja Bazowa ZMŚP Szymbark w roku 2010



Ryc. 4.5.8. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg III poziomu hierarchicznego w zlewni jeziora Gardno, Stacja Bazowa ZMŚP Wolin w roku 2010

Tab. 4.5.4. Klasyfikacja zlewni badawczych Stacji Bazowych ZMŚP ze względu na typy pokrycia terenu i użytkowania ziemi w roku 2010

Parametr Typ zlewni	Stacje Bazowe ZMŚP							
	Puszcza Borecka	Wigry	Storkowo	Koniczynka	Kampinos	Święty Krzyż	Szymbark	Wolin
	Udział w powierzchni zlewni [%]							
Grupa typów leśnych (L)	86,40	77,40	42,53	1,22	82,26	78,59	46,12	97,40
Grupa typów rolniczych (R)	11,45	17,25	53,75	95,66	8,00	16,93	51,70	0,00
Zlewnia	Leśna z udziałem rolnictwa	Leśna z udziałem rolnictwa	Rolniczo-leśna	Rolnicza	Leśna z udziałem rolnictwa	Leśna z udziałem rolnictwa	Rolniczo-leśna	Leśna
Suma punktów bonitacyjnych								
Grupa typów zmniejsza-jąca wpływ antropopresji (Zm)	5	7	15	20	6	12	15	5
Grupa typów zwiększa-jąca wpływ antropopresji (Zw)	15	13	10	4	14	9	7	12
Wskaźnik antropopresji (W_A)	29,0	15,6	-22,3	-58,9	22,3	-14,7	-31,7	19,6
Klasa antropopresji	Słaba antropo-presja	Słaba antropo-presja	Silna antropo-presja	Bardzo silna antropo-presja	Słaba antropo-presja	Silna antropo-presja	Silna antropo-presja	Słaba antropo-presja

Pod względem relacji pomiędzy typami leśnymi pokrycia terenu a rolniczymi typami użytkowania ziemi wyróżniono jedną zlewnię leśną (Wolin), cztery zlewnie leśne z udziałem rolnictwa tj. (R) poniżej 25% (Puszcza Borecka, Wigry, Kampinos, Święty Krzyż), dwie zlewnie rolniczo-leśne (Storkowo, Szymbark) i jedna zlewnię rolniczą (Koniczynka). Wśród wydzielonych rodzajów zlewni zabrakło zlewni rolniczej z udziałem lasów (L) poniżej 25%. Biorąc pod uwagę wskaźnik antropopresji W_A stwierdzono cztery zlewnie ze słabą antropopresją (Puszcza Borecka, Wigry, Kampinos, Wolin), trzy zlewnie z silną antropopresją (Storkowo, Święty Krzyż, Szymbark) oraz jedną zlewnię z bardzo silną antropopresją (Koniczynka). Pierwsze z czterech wymienionych Stacji Bazowych to obszary stowarzyszone z obszarami chronionymi w różnym stopniu, w tym stacje leżące na obszarze parków narodowych (średni odsetek obszarów zabudowanych, komunikacyjnych i eksploatacji surowców naturalnych wynosi 0,71%). Pozostałe Stacje Bazowe cechują się stosunkowo wysokim odsetkiem obszarów zabudowanych, komunikacyjnych jak również eksploatacji surowców naturalnych (średnio 2,05%). Podział zlewni wg wskaźnika antropopresji mniej więcej dobrze odpowiada podziałowi zlewni na Pojezierzu Gnieźnieńskim (Giełda-Pinas 2012), co może być argumentem przekonywującym o trafności wyboru zlewni do programu ZMŚP.

KLASYFIKACJA CZWARTEGO POZIOMU CLC

Klasyfikacja pokrycia terenu i użytkowania ziemi w programie ZMŚP opiera się o nomenklaturę zastosowaną w bazie danych CORINE Land Cover (EEA 2004). Baza CORINE Land Cover wyróżnia 44 klasy, które są pogrupowane w hierarchii 3-poziomowej i są nienaruszalne na wszystkich poziomach. Pierwszy poziom (5 wydzieleń) wskazuje główne kategorie (w mniejszym lub większym stopniu) występujące na kuli ziemskiej, a szczególnie na kontynencie europejskim. Do kategorii głównego poziomu należą powierzchnie sztuczne (antropogeniczne), obszary rolnicze, obszary leśne i półnaturalne, mokradła i obiekty wodne. Drugi poziom obejmuje 15 bardziej uszczegółowionych wydzieleń w porównaniu do poziomu pierwszego. Przyjęta klasyfikacja typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi obejmuje program podstawowy ZMŚP.

W ramach programu analitycznego „Zmiany pokrycia terenu i użytkowania ziemi" opracowano klasyfikację na czwartym poziomie CLC, która jest uszczegółowieniem klasyfikacji typów pokrycia i użytkowania ziemi w bazie CORINE Land Cover na potrzeby Stacji Bazowych ZMŚP. W tym celu pozyskano i sharmonizowano typy pokrycia terenu i użytkowania ziemi ze wszystkich Stacji Bazowych ZMŚP oraz utworzono jednolitą i spójną klasyfikację tych typów dla obszarów badawczych ramach ZMŚP. Ponadto ustalono kryteria klasyfikujące i korespondujące z trzecim poziomem hierarchicznym CLC. Rozbudowa systemu

klasyfikacyjnego o czwarty poziom szczegółowości opierała się na następujących założeniach:

- nowe wydzielenia poziomu IV muszą być przypisane tylko do jednego z wydzieleń poziomu III;
- podział danego wydzielenia poziomu wyższego musi być adekwatny, to znaczy że człony podziału muszą tworzyć łącznie zakres równy zakresowi pojęcia dzielonego; przy prawidłowym podziale nie może być takiej sytuacji, żeby suma członów podziału była mniejsza lub większa od zakresu pojęcia dzielonego;
- podział danego wydzielenia poziomu wyższego należy przeprowadzić według jednolitego kryterium, a człony podziału muszą się wzajemnie wykluczać;
- nowe wydzielenia poziomu IV i ich graficzna reprezentacja musi być zgodna ze skalą mapy, z wielkością najmniejszego obszaru przedstawianego na mapie oraz z podstawową informacją źródłową, tj. obrazami satelitarnymi i lotniczymi, mapami topograficznymi, danymi statystycznymi itp.

Opracowując klasyfikację czwartego poziomu CLC oparto się na opracowaniu Pawlak (1998), Baranowskiej i in. (2002), Poławskiego (2002), Feranec i Otahela (2004), Adamskiego i Ciołkosza (2006), Matuszkiewicza (2008) oraz rozporządzeniach dotyczących Bazy Danych Obiektów Topograficznych (Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 17 listopada 2011 r.; Rozporządzenie Ministra Administracji i Cyfryzacji z dnia 12 lutego 2013 r.). Opracowana klasyfikacja pokrycia terenu i użytkowania ziemi na czwartym poziomie szczegółowości obejmuje 123 wydzielenia (*Tab. 4.5.5*) i wchodzi w zakres programu rozszerzonego ZMŚP. Na poziomie niższych jednostek taksonomicznych możliwe jest dalsze rozbudowywanie wydzieleń klasyfikacyjnych do poziomu piątego. W wyniku procesu klasyfikacyjnego liczba wyróżnionych typów wzrosła w kategorii powierzchni sztucznych z 11 na trzecim poziomie szczegółowości do 36 na czwartym, odpowiednio w kategorii obszarów rolniczych z 11 do 29, w kategorii obszarów leśnych i półnaturalnych z 12 do 35, w kategorii mokradeł z 5 do 10, w kategorii obiektów wodnych z 5 do 13. W efekcie została utworzona homogeniczna podstawa klasyfikacyjna w skali kraju na czterech poziomach klasyfikacyjnych, która umożliwi rejestrację i interpretację zmian typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi w badanych geoekosystemach w ujęciu holistycznym.

Tab. 4.5.5. Klasyfikacja typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi na IV poziomie szczegółowości CLC

Kod CLC	Poziom I	Kod	Poziom II	Kod	Poziom III	Kod	Poziom IV
1.	Powierzchnie sztuczne	1.1	Zabudowa miejska	1.1.1	Zabudowa zwarta	1.1.1.1	Zabudowa zwarta wielkomiejska
						1.1.1.2	Zabudowa zwarta miejska
				1.1.2	Zabudowa nieciągła	1.1.2.1	Zabudowa nieciągła wielorodzinna
						1.1.2.2	Zabudowa nieciągła jednorodzinna
		1.2	Strefy przemysłowe, handlowe i transportowe	1.2.1	Obszary przemysłowe lub handlowe	1.2.1.1	Obszary przemysłowo-składowe
						1.2.1.2	Obszary urządzeń produkcyjnych i usługowych rolnictwa
						1.2.1.3	Obszary specjalistycznej infrastruktury technicznej
						1.2.1.4	Obszary handlowo-usługowe
						1.2.1.5	Obszary użyteczności publicznej
				1.2.2	Sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi	1.2.2.1	Drogi i obszary związane z komunikacją drogową
						1.2.2.2	Koleje i obszary związane z komunikacją kolejową
				1.2.3	Obszary portowe	1.2.3.1	Porty morskie
						1.2.3.2	Porty śródlądowe
						1.2.3.3	Stocznie
				1.2.4	Lotniska	1.2.4.1	Lotniska o sztucznej nawierzchni dróg startowych
						1.2.4.2	Lotniska o trawiastej nawierzchni dróg startowych
						1.2.4.3	Porty lotnicze – terminale i hangary
		1.3	Kopalnie, zwałowiska i place budowy	1.3.1	Miejsca wydobycia kopalin	1.3.1.1	Wyrobiska surowców okruchowych i ilastych
						1.3.1.2	Kamieniołomy
						1.3.1.3	Kopalnie odkrywkowe
						1.3.1.4	Wyrobiska rekultywowane i zarastające roślinnością
				1.3.2	Zwałowiska	1.3.2.1	Zwałowiska odpadów stałych
						1.3.2.2	Zwałowiska odpadów płynnych – osadniki

						1.3.2.3	Hałdy kopalniane
						1.3.2.4	Wysypiska komunalne
						1.3.2.5	Zwałowiska i wysypiska rekultywowane i zarastające
				1.3.3	Place budowy	1.3.3.1	Budynki w trakcie budowy
						1.3.3.2	Wykopy i roboty ziemne
		1.4	Sztuczne, porośnięte obszary niewykorzystywane rolniczo	1.4.1	Zieleńce miejskie	1.4.1.1	Parki
						1.4.1.2	Zieleńce, skwery, trawniki
						1.4.1.3	Ogrody działkowe
						1.4.1.4	Cmentarze
						1.4.1.5	Obszary nieużytkowane gospodarczo
				1.4.2	Urządzenia sportowe i rekreacyjne	1.4.2.1	Obszary sportowe
						1.4.2.2	Zespoły basenów
						1.4.2.3	Tereny wypoczynkowo-kempingowe
2.	Obszary rolnicze	2.1	Grunty orne	2.1.1	Grunty orne	2.1.1.1	Uprawy zbożowe
						2.1.1.2	Uprawy roślin strączkowych
						2.1.1.3	Uprawy roślin oleistych
						2.1.1.4	Uprawy roślin okopowych
						2.1.1.5	Uprawy roślin włóknistych
						2.1.1.6	Uprawy warzyw
						2.1.1.7	Uprawy kwiatów
						2.1.1.8	Uprawy szklarniowe
						2.1.1.9	Ugory i odłogi
				2.1.2	Obszary stale nawadniane	2.1.2.1	Grunty orne nawadniane kanałem
						2.1.2.2	Grunty nawadniane systemami naziemnymi
				2.1.3	Pola ryżowe	2.1.3.1	Ryżowiska zalewowe
						2.1.3.2	Ryżowiska górskie
		2.2	Sady	2.2.1	Winnice	2.2.1.1	Winnice przydomowe
						2.2.1.2	Plantacje winnic
				2.2.2	Ogrody	2.2.2.1	Sady przydomowe
						2.2.2.2	Plantacje
				2.2.3	Gaje oliwkowe	2.2.3.1	Gaje oliwkowe przydomowe
						2.2.3.2	Plantacje gajów oliwkowych
		2.3	Pastwiska	2.3.1	Pastwiska	2.3.1.1	Pastwiska trwałe
						2.3.1.2	Pastwiska okresowe
		2.4	Różnorodne obszary rolnicze	2.4.1	Uprawy jednoroczne	2.4.1.1	Grunty orne występujące z uprawami trwałymi

					stowarzyszone z uprawami trwałymi	2.4.1.2	Pastwiska występujące z uprawami trwałymi
				2.4.2	Uprawy wielozmianowe	2.4.2.1	Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw trwałych
						2.4.2.2	Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw jednorocznych
				2.4.3	Obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi	2.4.3.1	Nieregularne zadrzewienia i zarośla śródpolne
						2.4.3.2	Pasy zadrzewień i zarośli śródpolnych
				2.4.4	Obszary rolniczo-leśne	2.4.4.1	Grunty orne z udziałem zadrzewień i zakrzewień
						2.4.4.2	Pastwiska z udziałem zadrzewień i zakrzewień
3.	Lasy i obszary półnaturalne	3.1	Lasy	3.1.1	Lasy szerokolistne (liściaste)	3.1.1.1	Olsy
						3.1.1.2	Łęgi
						3.1.1.3	Grądy
						3.1.1.4	Buczyny
						3.1.1.5	Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe
						3.1.1.6	Dąbrowy
				3.1.2	Lasy iglaste	3.1.2.1	Bory sosnowe
						3.1.2.2	Bory świerkowe
						3.1.2.3	Bory jodłowe
				3.1.3	Lasy mieszane	3.1.3.1	Lasy mieszane z udziałem sosny
						3.1.3.2	Lasy mieszane z udziałem świerka
						3.1.3.3	Lasy mieszane z udziałem jodły
		3.2	Krzaki i/lub zespoły roślinności zielnej	3.2.1	Użytki zielone	3.2.1.1	Łąki suche
						3.2.1.2	Łąki świeże
						3.2.1.3	Łąki podmokłe
				3.2.2	Wrzosowiska	3.2.2.1	Wrzosowiska
				3.2.3	Roślinność twardolistna	3.2.3.1	Makia
						3.2.3.2	Garig
				3.2.4	Przejściowe tereny leśne, zakrzewienia	3.2.4.1	Kosodrzewina
						3.2.4.2	Szkółki leśne
						3.2.4.3	Zalesienia i samosiewy
						3.2.4.4	Wylesienia i zręby
						3.2.4.5	Las zdegradowany i ginący
		3.3	Powierzchnie otwarte, z małą	3.3.1	Plaże, wydmy, piaski	3.3.1.1	Plaże
						3.3.1.2	Wydmy

			ilością lub bez roślinności			3.3.1.3	Ławice rzeczne i śródrzeczne
						3.3.1.4	Piaski poza strefą brzegową morza
				3.3.2	Nagie skały	3.3.2.1	Skały
						3.3.2.2	Rumosz skalny
				3.3.3	Obszary roślinności przerzedzonej	3.3.3.1	Roślinność przerzedzona na podłożu piaszczystym
						3.3.3.2	Roślinność przerzedzona na rumoszu skalnym
				3.3.4	Obszary wypalone	3.3.4.1	Pogorzeliska
				3.3.5	Lodowce i wieloletnie pola śnieżne	3.3.5.1	Lodowce
						3.3.5.2	Lodowczyki
						3.3.5.3	Pokrywy śniegu wieloletniego
4.	Mokradła	4.1	Mokradła śródlądowe	4.1.1	Bagna śródlądowe	4.1.1.1	Bagna
						4.1.1.2	Mokradła okresowe
				4.1.2	Torfowiska	4.1.2.1	Torfowiska wysokie
						4.1.2.2	Torfowiska niskie
						4.1.2.3	Torfowiska przejściowe
		4.2	Mokradła nadbrzeżne	4.2.1	Bagna słone	4.2.1.1	Bagna słone z udziałem roślinności
						4.2.1.2	Bagna słone bez udziału roślinności
				4.2.2	Saliny	4.2.2.1	Saliny eksploatowane
						4.2.2.2	Saliny nieeksploatowane
				4.2.3	Równiny pływowe	4.2.3.1	Równiny pływowe
5.	Obiekty wodne	5.1	Wody śródlądowe	5.1.1	Cieki i kanały wodne	5.1.1.1	Rzeki
						5.1.1.2	Strumienie
						5.1.1.3	Potoki
						5.1.1.4	Kanały
				5.1.2	Zbiorniki wodne	5.1.2.1	Naturalne zbiorniki wodne
						5.1.2.2	Sztuczne zbiorniki wodne
		5.2	Wody morskie	5.2.1	Jeziora przybrzeżne	5.2.1.1	Jeziora lagunowe
						5.2.1.2	Jeziora mierzejowe
				5.2.2	Estuaria	5.2.2.1	Estuaria otwarte
						5.2.2.2	Estuaria przegrodzone
				5.2.3	Morze i ocean	5.2.3.1	Morza otwarte
						5.2.3.2	Morza śródlądowe
						5.2.3.3	Oceany

Przedstawiona propozycja wydzieleń na czwartym poziomie hierarchicznym jest otwarta i możliwe będzie jej uzupełnianie w miarę rozpoznawania kolejnych typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi na poszczególnych Stacjach Bazowych ZMŚP, szczególnie tych stacjach, które dołączyły do

programu w ostatnich latach. Definicje wydzieleń czwartego poziomu, głównie oparte na pracy Poławskiego (2002) zestawiono w załączniku 4.5.1.

Do opracowanej klasyfikacji utworzono jednolitą legendę barwną. Legenda odpowiada palecie przyjętej w bazie CORINE Land Cover z niewielkimi modyfikacjami poszczególnych kolorów oraz nadaniem szrafów dla wydzieleń poziomu czwartego. Paleta opracowana została w postaci warstwy tematycznej z zapisaną symbolizacją obiektów w formacie *.lyr dla czwartego poziomu szczegółowości. Na podstawie przyłączenia warstwy *.lyr do warstwy wektorowej reprezentującej pokrycie terenu i użytkowanie ziemi będzie można automatycznie wizualizować obiekty wg przyjętej palety. Paletę wg wartości w modelu RGB oraz przyjętym szrafem dla poziomu czwartego przedstawia tabela 4.5.6.

Tab. 4.5.6. Paleta barw dla legendy typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi poziomu IV dla Stacji Bazowych ZMŚP

Kod	Poziom I	Kod	Poziom III	Symbol	RGB	Kod	Poziom IV
1.	Powierzchnie sztuczne	1.1.1	Zabudowa zwarta		230,0,77	1.1.1.1	Zabudowa zwarta wielkomiejska
					230,0,77	1.1.1.2	Zabudowa zwarta miejska
		1.1.2	Zabudowa nieciągła		255,0,0	1.1.2.1	Zabudowa nieciągła wielorodzinna
					255,0,0	1.1.2.2	Zabudowa nieciągła jednorodzinna
		1.2.1	Obszary przemysłowe lub handlowe		204,77,242	1.2.1.1	Obszary przemysłowo-składowe
					204,77,242	1.2.1.2	Obszary urządzeń produkcyjnych i usługowych rolnictwa
					204,77,242	1.2.1.3	Obszary specjalistycznej infrastruktury technicznej
					204,77,242	1.2.1.4	Obszary handlowo-usługowe
					204,77,242	1.2.1.5	Obszary użyteczności publicznej
		1.2.2	Sieć drogowa i kolejowa		204,0,0	1.2.2.1	Drogi i obszary związane z komunikacją drogową
					204,0,0	1.2.2.2	Koleje i obszary związane z komunikacją kolejową
		1.2.3	Obszary portowe		230,178,178	1.2.3.1	Porty morskie
					230,178,178	1.2.3.2	Porty śródlądowe
					230,178,178	1.2.3.3	Stocznie
		1.2.4	Lotniska		216,190,216	1.2.4.1	Lotniska o sztucznej nawierzchni dróg startowych

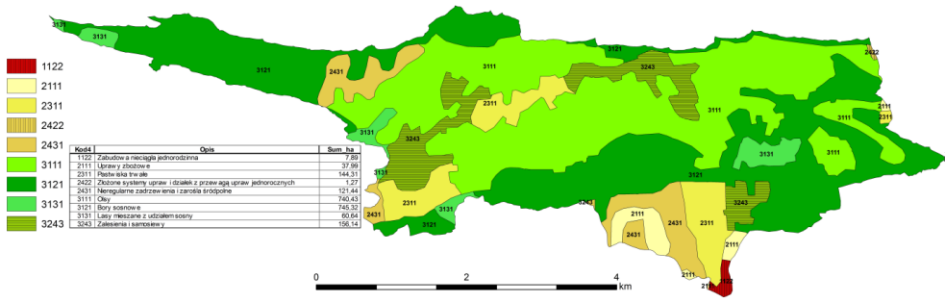
					216,190,216	1.2.4.2	Lotniska o trawiastej nawierzchni dróg startowych
					216,190,216	1.2.4.3	Porty lotnicze – terminale i hangary
		1.3.1	Miejsca wydobycia kopalin		166,0,204	1.3.1.1	Wyrobiska surowców okruchowych i ilastych
					166,0,204	1.3.1.2	Kamieniołomy
					166,0,204	1.3.1.3	Kopalnie odkrywkowe
					166,0,204	1.3.1.4	Wyrobiska rekultywowane i zarastające roślinnością
		1.3.2	Zwałowiska		166,77,0	1.3.2.1	Zwałowiska odpadów stałych
					166,77,0	1.3.2.2	Zwałowiska odpadów płynnych – osadniki
					166,77,0	1.3.2.3	Hałdy kopalniane
					166,77,0	1.3.2.4	Wysypiska komunalne
					166,77,0	1.3.2.5	Zwałowiska i wysypiska rekultywowane i zarastające
		1.3.3	Place budowy		255,77,255	1.3.3.1	Budynki w trakcie budowy
					255,77,255	1.3.3.2	Wykopy i roboty ziemne
		1.4.1	Zieleńce miejskie		255,166,255	1.4.1.1	Parki
					255,166,255	1.4.1.2	Zieleńce, skwery, trawniki
					255,166,255	1.4.1.3	Ogrody działkowe
					255,166,255	1.4.1.4	Cmentarze
					255,166,255	1.4.1.5	Obszary nie użytkowane gospodarczo
		1.4.2	Urządzenia sportowe i rekreacyjne		255,230,255	1.4.2.1	Obszary sportowe
					255,230,255	1.4.2.2	Zespoły basenów
					255,230,255	1.4.2.3	Tereny wypoczynkowo-kempingowe
2.	Obszary rolnicze	2.1.1	Grunty orne		255,255,166	2.1.1.1	Uprawy zbożowe
					255,255,166	2.1.1.2	Uprawy roślin strączkowych
					255,255,166	2.1.1.3	Uprawy roślin oleistych
					255,255,166	2.1.1.4	Uprawy roślin okopowych
					255,255,166	2.1.1.5	Uprawy roślin włóknistych
					255,255,166	2.1.1.6	Uprawy warzyw

					255,255,166	2.1.1.7	Uprawy kwiatów
					255,255,166	2.1.1.8	Uprawy szklarniowe
					255,255,166	2.1.1.9	Ugory i odłogi
		2.1.2	Obszary stale nawadniane		255,255,0	2.1.2.1	Grunty orne nawadniane kanałem
					255,255,0	2.1.2.2	Grunty nawadniane systemami naziemnymi
		2.1.3	Pola ryżowe		230,127,127	2.1.3.1	Ryżowiska zalewowe
					230,127,127	2.1.3.2	Ryżowiska górskie
		2.2.1	Winnice		215,100,0	2.2.1.1	Winnice przydomowe
					215,100,0	2.2.1.2	Plantacje winnic
		2.2.2	Ogrody		242,166,0	2.2.2.1	Sady przydomowe
					242,166,0	2.2.2.2	Plantacje
		2.2.3	Gaje oliwkowe		228,160,0	2.2.3.1	Gaje oliwkowe przydomowe
					228,160,0	2.2.3.2	Plantacje gajów oliwkowych
		2.3.1	Pastwiska		240,240,75	2.3.1.1	Pastwiska trwałe
					240,240,75	2.3.1.2	Pastwiska okresowe
		2.4.1	Uprawy jednoroczne stowarzyszone z uprawami trwałymi		255,230,166	2.4.1.1	Grunty orne występujące z uprawami trwałymi
					255,230,166	2.4.1.2	Pastwiska występujące z uprawami trwałymi
		2.4.2	Uprawy wielozmianowe		255,230,77	2.4.2.1	Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw trwałych
					255,230,77	2.4.2.2	Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw jednorocznych
		2.4.3	Obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi		230,204,77	2.4.3.1	Nieregularne zarośla i zadrzewienia śródpolne
					230,204,77	2.4.3.2	Pasy zadrzewień śródpolnych
		2.4.4	Obszary rolniczo-leśne		242,204,166	2.4.4.1	Grunty orne z udziałem zadrzewień i zakrzewień
					242,204,166	2.4.4.2	Pastwiska z udziałem zadrzewień i zakrzewień
3.		3.1.1			128,255,0	3.1.1.1	Olsy

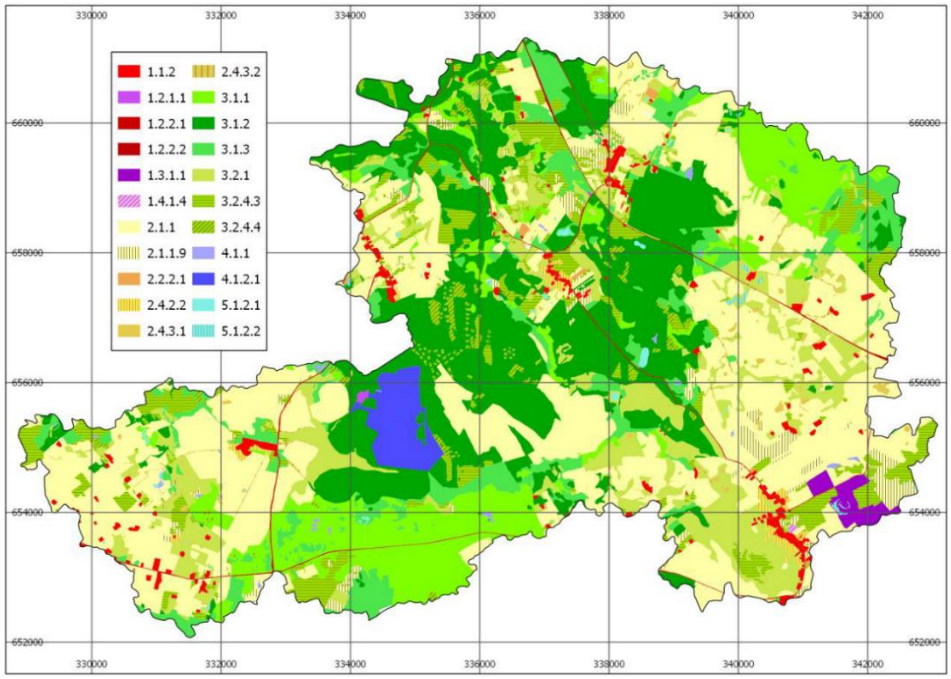
	Lasy i obszary półnaturalne		Lasy szerokolistne		128,255,0	3.1.1.2	Łęgi
					128,255,0	3.1.1.3	Grądy
					128,255,0	3.1.1.4	Buczyny
					128,255,0	3.1.1.5	Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe
					128,255,0	3.1.1.6	Dąbrowy
					128,255,0	3.1.1.7	Lasy jodłowe
		3.1.2	Lasy iglaste		0,166,0	3.1.2.1	Bory sosnowe
					0,166,0	3.1.2.2	Bory świerkowe
		3.1.3	Lasy mieszane		77,230,0	3.1.3.1	Lasy mieszane z udziałem sosny
					77,230,0	3.1.3.2	Lasy mieszane z udziałem świerka
		3.2.1	Użytki zielone		204,230,77	3.2.1.1	Łąki suche
					204,230,77	3.2.1.2	Łąki świeże
					204,230,77	3.2.1.3	Łąki podmokłe
		3.2.2	Wrzosowiska		166,255,128	3.2.2.1	Wrzosowiska
		3.2.3	Roślinność twardolistna		166,230,77	3.2.3.1	Makkia
					166,230,77	3.2.3.2	Garig
		3.2.4	Przejściowe tereny leśne, zakrzewienia		160,220,0	3.2.4.1	Kosodrzewina
					160,220,0	3.2.4.2	Szkółki leśne
					160,220,0	3.2.4.3	Zalesienia i samosiewy
					160,220,0	3.2.4.4	Wylesienia i zręby
					160,220,0	3.2.4.5	Las zdegradowany i ginący
		3.3.1	Plaże, wydmy, piaski		230,230,230	3.3.1.1	Plaże
					230,230,230	3.3.1.2	Wydmy
					230,230,230	3.3.1.3	Ławice rzeczne i śródrzeczne
					230,230,230	3.3.1.4	Piaski poza strefą brzegową morza
		3.3.2	Nagie skały		204,204,204	3.3.2.1	Skały
					204,204,204	3.3.2.2	Rumosz skalny
		3.3.3			204,255,204	3.3.3.1	Roślinność przerzedzona na podłożu piaszczystym

			Obszary roślinności przerzedzonej		204,255,204	3.3.3.2	Roślinność przerzedzona na rumoszu skalnym
		3.3.4	Obszary wypalone		0,0,0	3.3.4.1	Pogorzeliska
		3.3.5	Lodowce i wieloletnie pola śnieżne		166,230,204	3.3.5.1	Lodowce
					166,230,204	3.3.5.2	Lodowczyki
					166,230,204	3.3.5.3	Pokrywy śniegu wieloletniego
4.	Mokradła	4.1.1	Bagna śródlądowe		166,166,255	4.1.1.1	Bagna
					166,166,255	4.1.1.2	Mokradła okresowe
		4.1.2	Torfowiska		77,77,255	4.1.2.1	Torfowiska wysokie
					77,77,255	4.1.2.2	Torfowiska niskie
					77,77,255	4.1.2.3	Torfowiska przejściowe
		4.2.1	Bagna słone		204,204,255	4.2.1.1	Bagna słone z udziałem roślinności
					204,204,255	4.2.1.2	Bagna słone bez udziału roślinności
		4.2.2	Saliny		230,230,255	4.2.2.1	Saliny eksploatowane
					230,230,255	4.2.2.2	Saliny nieeksploatowane
		4.2.3	Równiny pływowe		166,166,230	4.2.3.1	Równiny pływowe
5.	Obiekty wodne	5.1.1	Cieki i kanały wodne		0,215,210	5.1.1.1	Rzeki
					0,215,210	5.1.1.2	Strumienie
					0,215,210	5.1.1.3	Potoki
					0,215,210	5.1.1.4	Kanały
		5.1.2	Zbiorniki wodne		128,242,230	5.1.2.1	Naturalne zbiorniki wodne
					128,242,230	5.1.2.2	Sztuczne zbiorniki wodne
		5.2.1	Jeziora nadbrzeżne		0,255,166	5.2.1.1	Jeziora lagunowe
					0,255,166	5.2.1.2	Jeziora mierzejowe
		5.2.2	Estuaria		190,255,235	5.2.2.1	Estuaria otwarte
					190,255,235	5.2.2.2	Estuaria przegrodzone
		5.2.3	Morze i ocean		230,242,255	5.2.3.1	Morza otwarte
					230,242,255	5.2.3.2	Morza śródlądowe
					230,242,255	5.2.3.3	Oceany

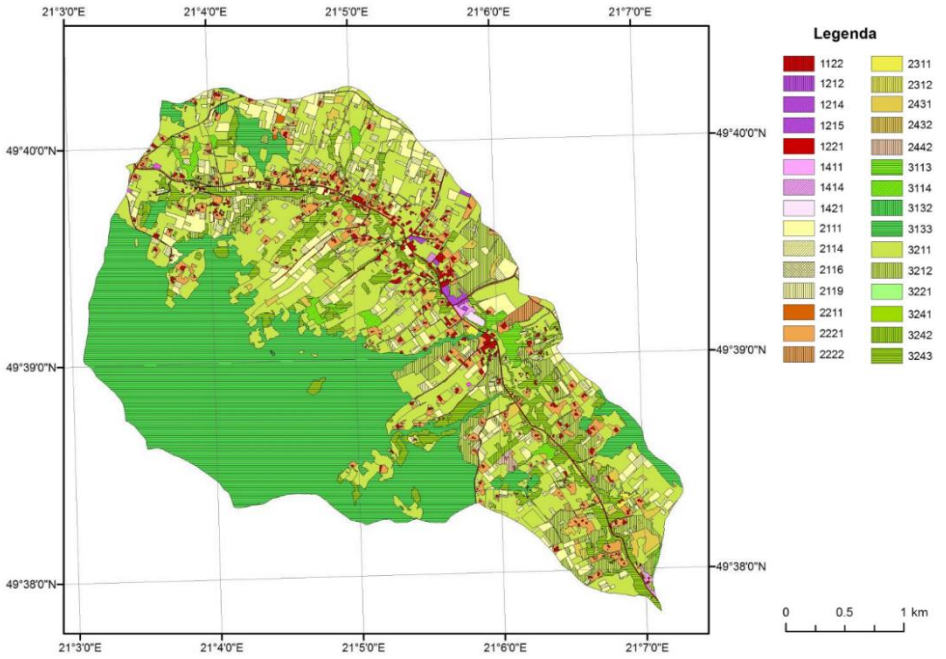
Na podstawie raportów za rok 2016 zestawiono mapy typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi dla roku 2016 w Stacjach Bazowych ZMŚP: Kampinos (*Ryc. 4.5.9*), Storkowo (*Ryc. 4.5.10*), Szymbark (*Ryc. 4.5.11*) i Wolin (*Ryc. 4.5.12*) oraz w nowo uruchomionych stacjach: Karkonosze (*Ryc. 4.5.13*) i Różany Strumień (*Ryc. 4.5.14*). Wszystkie te mapy odznaczają się znaczącym wzrostem informacyjnym i stanowią dobrą podstawę do dalszych analiz w kolejnych latach. Jednocześnie należałoby dążyć do większego usystematyzowania redakcji map.



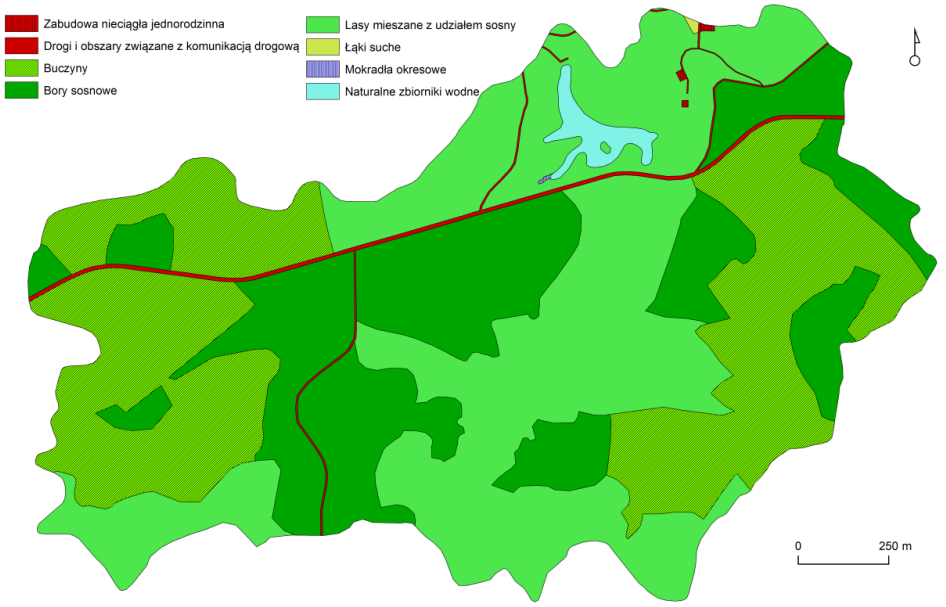
Ryc. 4.5.9. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni Kanału Olszowieckiego, Stacja Bazowa ZMŚP Kampinos w roku 2016



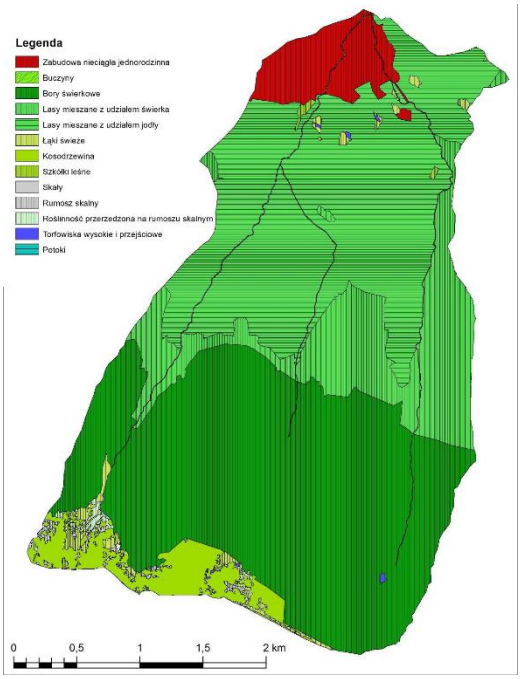
Ryc. 4.5.10. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni górnej Parsęty, Stacja Bazowa ZMŚP Storkowo w roku 2016



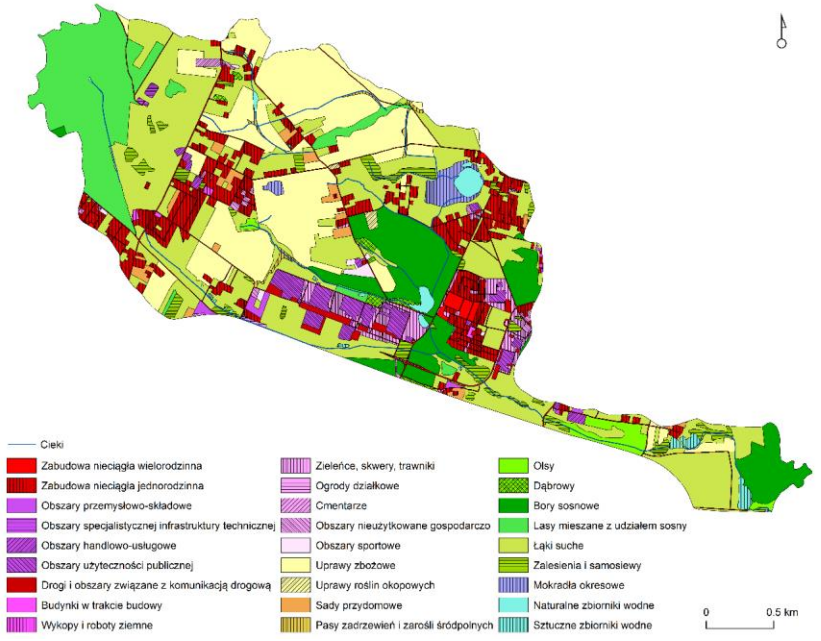
Ryc. 4.5.11. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni Bystrzanki, Stacja Bazowa ZMŚP Szymbark w roku 2016



Ryc. 4.5.12. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni jeziora Gardno, Stacja Bazowa ZMŚP Wolin w roku 2016



Ryc. 4.5.13. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni Wrzosówki, Stacja Bazowa ZMŚP Karkonosze w roku 2016



Ryc. 4.5.14. Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi wg IV poziomu hierarchicznego w zlewni Różanego Strumienia, Stacja Bazowa ZMŚP Różany Strumień w roku 2016

PODSUMOWANIE

Wykonane mapy typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi dla obszarów Stacji Bazowych ZMŚP z aktualnością danych dla roku 2010 są wartościowym materiałem do dalszych analiz dotyczących zmian pokrycia i użytkowania w kolejnych latach. Istotną cechą tych map jest jednolitość wydzieleń opartych o te same kryteria i definicje. To gwarantuje spójność geobaz dla Stacji Bazowych ZMŚP oraz jednoznaczność interpretacyjną stanu i tendencji zmian pokrycia terenu i użytkowania ziemi w różnych strefach krajobrazowych Polski. Pilną potrzebą jest usystematyzowanie prowadzonych prac w zakresie analizy zmian pokrycia terenu i użytkowania ziemi na obszarach objętych zainteresowaniami poszczególnych Stacji Bazowych ZMŚP.

Zmiany w pokryciu terenu i użytkowaniu ziemi zarejestrowane na Stacjach Bazowych ZMSP Szymbark i Wolin należy potraktować jako przybliżone. W przypadku stacji w Szymbarku zmiana osoby interpretującej wpłynęła niekorzystnie na uzyskane wyniki, powodując albo niedointerpretowanie na mapie z roku 2010 albo nadinterpretowanie na mapie z roku 2016. Natomiast w przypadku Stacji Wolin dwie niewielkie zmiany w typach pokrycia i użytkowania trudno przyjąć jako charakterystyczne zmiany w krajobrazie nadmorskim.

LITERATURA

Adamski R., Ciołkosz A., 2006. Uszczegółowienie bazy danych CORINE Land Cover. Polski Przegląd Kartograficzny 38(3): 226–232.

Baranowska T., Gronet R., Poławski Z.F., 2002. Koncepcja mapy użytkowania ziemi w skali 1:50 000 dla obszaru Polski. Instytut Geodezji i Kartografii, Seria monograficzna nr 4, Warszawa.

Berge, A.R., 1996. The geoindicator concept and its application: An introduction. W: A.R. Berger, W.J. Iams (red.), Geoindicators. Assessing rapid environmental changes in earth sciences. A.A. Balkema. Rotterdam: 1-14.

Bochenek W., Kijowska-Strugała M., Kiszka K., Ptaszek E., Dedo J., 2017. Raport z realizacji programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej Szymbark w 2016 roku. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego PAN w Warszawie, Stacja Badawcza w Szymbarku.

Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. Addendum to the CORINE land cover nomenclature illustrated guide. W: Ch. Steenmans (red.), CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. European Environment Agency, Technical report No 40: 22-105.

De Bie, C.A., van Leeuwen, J.A., Zuidema, P.A., 1996. The Land Use Database: A Knowledge Based Software Program for Structured Storage and Retrieval of User-Defined Land Use Data Sets. User's Reference.

Di Gregorio A., Jansen L.J.M., 2000. Land Cover Classification System (LCCS): Classification concepts and user manual. Natural Resources Management and Environment Department, FAO UN. Online: www.fao.org/DOCREP/003/X0596E/X0596E00.htm

EEA [European Environment Agency], 2004. CORINE Land Cover 2000. The European Topic Centre Land Use and Spatial Information. Bellaterra (Barcelona), Spain. Online: http://terrestrial.eionet.europa.eu/CLC2000.

Fałtynowicz W., 1995. Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi. Krosno: 1-141.

Feranec J., Otahel J., 2004. The 4th level CORINE Land Cover nomenclature in the Phare countries. W: G. Groom (red.), Developments in strategic landscape monitoring for the Nordic countries. Nordic Council of Ministers, Copenhagen: 54-63.

Fisher P., Comber A.J., Wadsworth R., 2005. Land use and Land cover: Contradiction or Complement. W: P. Fisher, D. Unwin (red.), Re-Presenting GIS. Wiley, Chichester: 85–98.

Giełda-Pinas K., 2012. Waloryzacja przyrodnicza krajobrazu Pojezierza Gnieźnieńskiego. Problemy Ekologii Krajobrazu 33: 77-85.

Giri Ch.P. (red.), 2012. Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications. Taylor & Francis Group, Boca Raton: 1-446.

Kostrzewski A., Kruszyk R., Kolander R., 2006. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Online: http://zmsp.gios.gov.pl/?page_id=69.

Kostrzewski A., Mizgajski A., Stępniewska M., Tylkowski J., 2014. The use of integrated environmental programme for ecosystem services assessment. Economics and Environment 4(51): 94-101.

Łowicki D., Mizgajski A., 2013. Typology of physical-geographical regions in Poland in line with land-cover structure and its changes in the years 1990-2006. Geographia Polonica 86(3): 255-266.

Matuszkiewicz J.M., 2008. Potential natural vegetation of Poland. IGiPZ PAN, Warszawa. Online: https://www.igipz.pan.pl/potential-vegetation-zgik.html.

Nascimento J.R., 1991. Discutindo Números do Desmatamento. Interciencia 16(5): 232-239.

Pawlak A., 1998. Mapa pokrycia terenu opracowana według propozycji czwartego poziomu legendy CORINE Land Cover a zróżnicowanie środowiska dla arkusza N-34-106-D. Fotointerpretacja w geografii 30: 41-61.

Poławski Z.F., 2002. Koncepcja i zakres tematyczny szczegółowej mapy użytkowania ziemi w skali 1:50 000. W: T. Baranowska, R. Gronet, Z.F. Poławski (red.), Koncepcja mapy użytkowania ziemi w skali 1:50 000 dla obszaru Polski. Instytut Geodezji i Kartografii, Seria monograficzna nr 4, Warszawa.

Preuss R., Wolniewicz W., Różycki S., 2006. Próba podniesienia wartości informacyjnej cyfrowych ortofotomap. Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji 16: 505-514.

Rozporządzenie Ministra Administracji i Cyfryzacji z dnia 12 lutego 2013 r. w sprawie bazy danych geodezyjnej ewidencji sieci uzbrojenia terenu, bazy danych obiektów topograficznych oraz mapy zasadniczej.

Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 17 listopada 2011 r. w sprawie bazy danych obiektów topograficznych oraz bazy danych obiektów ogólnogeograficznych, a także standardowych opracowań kartograficznych.

Sims D., 1995. Background note on ongoing activities relating to land cover and land use classification. FAO/AGLS, Rome:1-7.

Sochacka E., Pabjanek P., Olędzki J.R., 2008. Analiza zmian użytkowania ziemi zlewni Strugi Toruńskiej na podstawie wieloczasowych zdjęć lotniczych. Teledetekcja środowiska 39: 67-84.

Tylkowski J., Samołyk M., Czyryca P., Winowski M., 2017. Raport z realizacji programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej Wolin w 2016 roku. Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Stacja Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Białej Górze.

Velázquez A., Mas J.F., Díaz-Gallegos J.R., Mayorga-Saucedo R., Alcántara P.C., Castro R., Fernández T., Bocco G., Ezcurra E., Palacio J.L., 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecológica 62: 21-37.

Zwoliński Zb., 1998. Geoindykatory w badaniach współczesnej dynamiki geosystemów. W: K. Pękala (red.), Główne kierunki badań geomorfologicznych w Polsce. Stan aktualny i perspektywy. I. Referaty i komunikaty. Lublin. 223-227. Także Online: http://www.sgp.org.pl/zzgeoin.html

Zwoliński Zb., 2004. Geoindicators. W: Encyclopedia of Geomorphology. W: A. Goudie (red.), Routledge: 418-419.

Zwoliński Zb., 2006. Program pomiarowy P1: pokrycie terenu i użytkowanie ziemi. W: A. Kostrzewski, R. Kruszyk, R. Kolander (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań,. Online: http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/wyt2006/19_program_P1.pdf.

Załącznik 4.5.1. Definicje wydzieleń typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi poziomu IV

1. Powierzchnie sztuczne
1.1. Zabudowa miejska
1.1.1. Zabudowa zwarta
1.1.1.1. Zabudowa zwarta wielkomiejska - Tereny, na których występują zwarte zespoły budynków wraz z obszarami o sztucznym pokryciu i drogami, skupione wzdłuż ulic z niewielkimi podwórkami i niewielką ilością zieleni. Budynki stoją zwarcie obok siebie, są na ogół wielofunkcyjne: mieszkalne, usługowe, administracyjne. Przeważa zabudowa wysoka i średnia oraz sięgające do 80% wypełnienie bloków ulicznych zabudową. Grupa ta jest przede wszystkim reprezentowana przez śródmiejską część dużych miast.
1.1.1.2. Zabudowa zwarta miejska - Tereny, na których występują zwarte zespoły budynków wraz z obszarami o sztucznym pokryciu i drogami, skupione wzdłuż ulic z niewielkimi podwórkami i niewielką ilością zieleni. Budynki stoją zwarcie obok siebie, są na ogół wielofunkcyjne: mieszkalne, usługowe, administracyjne. Przeważa zabudowa średnia i niska oraz sięgające 80% wypełnienie bloków ulicznych zabudową.
1.1.2. Zabudowa nieciągła
1.1.2.1. Zabudowa nieciągła wielorodzinna - Tereny, na których występuje zabudowa nieciągła (luźna) wielokondygnacyjna (wysoka, średnia i niska) wielorodzinna przedzielona roślinnością, najczęściej utrwaloną, z dominacją trawników i skwerów. Grupa ta jest reprezentowana przez zabudowę typu blokowego oraz starsze dzielnice mieszkaniowe.
1.1.2.2. Zabudowa nieciągła jednorodzinna - Tereny, na których występuje zabudowa nieciągła (luźna), jedno lub dwukondygnacyjna, najczęściej jednorodzinna. Grupa ta jest reprezentowana przez dzielnice willowe oraz osiedla domów jednorodzinnych oraz zabudowę typu wiejskiego. W tej grupie zaliczyć należy także tereny zajęte przez domy o charakterze letniskowym, występujące w otoczeniu terenów zielonych.
1.2. Strefy przemysłowe, handlowe i transportowe
1.2.1. Obszary przemysłowe lub handlowe
1.2.1.1. Obszary przemysłowo-składowe - Tereny zakładów przemysłowych, magazynów i składów, obejmujące różnorodną zabudowę, z towarzyszącą infrastrukturą drogową itp.
1.2.1.2. Obszary urządzeń produkcyjnych i usługowych rolnictwa - Tereny urządzeń produkcyjnych i usługowych rolnictwa, obejmujące: tereny gospodarstw i ferm hodowlanych, magazyny, silosy oraz infrastrukturę związaną z przeładunkiem i transportem.
1.2.1.3. Obszary specjalistycznej infrastruktury technicznej - Tereny infrastruktury technicznej, obejmujące: oczyszczalnie ścieków, odstojniki, rozdzielnie energetyczne itp.
1.2.1.4. Obszary handlowo-usługowe - Tereny obejmujące duże obiekty handlowe, takie jak: markety, galerie, wielkie sklepy, hale targowe, magazyny oraz parkingi i sieć dróg dojazdowych.
1.2.1.5. Obszary użyteczności publicznej - Tereny użyteczności publicznej, obejmujące: miejsca kultu religijnego, obiekty społeczno-kulturalne, szpitale, sanatoria, szkoły, skanseny, amfiteatry.
1.2.2. Sieć drogowa i kolejowa wraz z obszarami przyległymi
1.2.2.1. Drogi i obszary związane z komunikacją drogową - Drogi i tereny towarzyszące, jak: rowy, pobocza i parkingi, z wyjątkiem dróg gruntowych.
1.2.2.2. Koleje i obszary związane z komunikacją kolejową - Linie kolejowe i tereny towarzyszące, jak: stacje kolejowe, parowozownie, torowiska, rampy przeładunkowe, rowy i pobocza.
1.2.3. Obszary portowe
1.2.3.1. Porty morskie - Tereny portów handlowych i rybackich, wraz z nadbrzeżami, magazynami i elementami towarzyszącymi.
1.2.3.1. Porty śródlądowe - Tereny portów położone nad brzegami jezior i rzek wraz z towarzyszącą infrastrukturą budynków i urządzeń komunikacyjnych.
1.2.3.3. Stocznie - Tereny stoczni morskich i rzecznych zajęte przez infrastrukturę hal budowy lub montażu wraz z towarzyszącymi terenami wodnymi i urządzeniami technicznymi.
1.2.4. Lotniska
1.2.4.1. Lotniska o sztucznej nawierzchni dróg startowych - Tereny lotnisk posiadających sztuczną nawierzchnię dróg startowych wraz z towarzyszącymi terenami trawiastymi.
1.2.4.2. Lotniska o trawiastej nawierzchni dróg startowych - Tereny lotnisk posiadających trawiastą powierzchnię dróg startowych z obszarami przyległymi.
1.2.4.3. Porty lotnicze – terminale i hangary - Tereny zabudowy lotniskowej, obejmujące terminale oraz hangary.
1.3. Kopalnie, zwałowiska i place budowy

1.3.1. Miejsca wydobycia kopalin
1.3.1.1. Wyrobiska surowców okruchowych i ilastych - Tereny odkrywkowego wydobycia surowców okruchowych i ilastych, bez miejsc eksploatacji w korytach rzek. Grupa ta jest reprezentowana przez piaskownie, żwirownie, glinianki.
1.3.1.2. Kamieniołomy - Tereny odkrywkowego wydobycia skał, głównie jako materiałów budowlanych.
1.3.1.3. Kopalnie odkrywkowe - Tereny odkrywkowego wydobycia surowców, głównie dla przemysłu energetycznego i chemicznego.
1.3.1.4. Wyrobiska rekultywowane i zarastające roślinnością - Tereny wyrobisk, objęte planowymi działaniami rekultywacyjnymi oraz zarastające w wyniku spontanicznej sukcesji roślinności.
1.3.2. Zwałowiska
1.3.2.1. Zwałowiska odpadów stałych - Tereny wysypisk przemysłowych odpadów stałych.
1.3.2.2. Zwałowiska odpadów płynnych – osadniki - Tereny sztucznych zbiorników, wykorzystywanych przez przemysł chemiczny, hutniczy i wydobywczy.
1.3.2.3. Hałdy kopalniane - Tereny składowania gruntów nadkładowych i skał płonnych.
1.3.2.4. Wysypiska komunalne - Tereny wysypisk odpadów komunalnych.
1.3.2.5. Zwałowiska i wysypiska rekultywowane i zarastające - Tereny zwałowisk odpadów przemysłowych, hałd kopalnianych i wysypisk komunalnych, objętych planowanymi działaniami rekultywacyjnymi oraz zarastające w wyniku spontanicznej sukcesji roślinnej.
1.3.3. Place budowy
1.3.3.1. Budynki w trakcie budowy - Tereny, na których trwają prace nad konstrukcją budynków o różnym przeznaczeniu.
1.3.3.2. Wykopy i roboty ziemne - Tereny budowy takich obiektów jak drogi, linie kolejowe, metro itp., z których budową związane jest prowadzenie robót ziemnych i wykopów.
1.4. Sztuczne, porośnięte obszary niewykorzystywane rolniczo
1.4.1. Zieleńce miejskie
1.4.1.1. Parki - Tereny parków, towarzyszące terenom zabudowanym, tworzone przez zespoły drzew i krzewów, a także powierzchnie trawiaste, łącznie z siecią alejek i ścieżek.
1.4.1.2. Zieleńce, skwery, trawniki - Tereny pokryte roślinnością, na ogół w formie drobnych, rozczłonkowanych powierzchni, towarzyszące terenom zabudowanym.
1.4.1.3. Ogrody działkowe - Tereny ogródków działkowych na obszarach miast i poza nimi.
1.4.1.4. Cmentarze - Tereny cmentarzy ukształtowanych, zabytkowych i w fazie inicjalnej.
1.4.1.5. Tereny nieużytkowane gospodarczo - Roślinność spontaniczna, skąpa, sporadycznie rozwinięta, na terenach porolnych, poprzemysłowych oraz miejskich.
1.4.2. Urządzenia sportowe i rekreacyjne
1.4.2.1. Obszary sportowe - Tereny stadionów, boisk, kortów, torów wyścigowych, pól golfowych itp.
1.4.2.2. Zespoły basenów - Tereny kąpielisk – basenów otwartych oraz krytych pływalni.
1.4.2.3. Tereny wypoczynkowo-kempingowe - Tereny wypoczynkowe i rekreacyjne wraz z miejscami kempingowymi, a także parki rozrywki i wypoczynku, łącznie z zagospodarowanymi parkami poza zasięgiem zabudowy.
2. Obszary rolnicze
2.1. Grunty orne
2.1.1. Grunty orne
2.1.1.1. Uprawy zbożowe - Działki rolnicze, na których uprawiane są zboża takie jak: pszenica, kukurydza, proso, sorgo, jęczmień, żyto, owies, pozostałe zboża.
2.1.1.2. Uprawy roślin strączkowych - Działki rolnicze, na których uprawiane są rośliny strączkowe takie jak: fasola, bób, ciecierzyca, wspięga chińska, soczewica, łubin, groch, nikla indyjska, pozostałe rośliny strączkowe.
2.1.1.3. Uprawy roślin oleistych - Działki rolnicze, na których uprawiane są rośliny oleiste takie jak: rzepak, słonecznik, soja, orzeszki ziemne, rącznik, siemię lniane, gorczyca, szafran, sezam, pozostałe rośliny oleiste.
2.1.1.4. Uprawy roślin okopowych - Działki rolnicze, na których uprawiane są rośliny korzeniowe, bulwiaste i cebulowe takie jak: ziemniaki, marchew, rzepa, czosnek, cebula, por, buraki cukrowe pozostałe warzywa okopowe.
2.1.1.5. Uprawy roślin włóknistych - Działki rolnicze, na których uprawiane są rośliny włókniste takie jak: bawełna, juta, len, pozostałe rośliny włókniste.
2.1.1.6. Uprawy warzyw - Działki rolnicze, na których uprawiane są warzywa kwiatostanowe, liściaste i łodygowe takie jak: kapusta, kalafiory i brokuły, sałata i cykoria, karczochy, szparagi,

szpinak, warzywa owocowe takie jak: ogórki, bakłażany, pomidory, papryka, arbuzy, kantalupy, melony oraz pozostałe warzywa.
2.1.1.7. Uprawy kwiatów - Działki rolnicze, na których prowadzi się uprawę kwiatów.
2.1.1.8. Uprawy szklarniowe - Tereny zajęte przez szklarnie i tunele foliowe.
2.1.1.9. Ugory i odłogi - Tereny rolnicze, na których nie prowadzi się uprawy przynajmniej 1 rok.
2.1.2 Obszary stale nawadniane
2.1.2.1 Grunty orne nawadniane kanałem - Tereny gruntów ornych stale nawadniane poprzez systemy irygacyjne.
2.1.2.2 Grunty nawadniane systemami naziemnymi - Tereny gruntów ornych stale nawadniane poprzez systemy kropelkowe, deszczownie itp.
2.1.3 Pola ryżowe
2.1.3.1 Ryżowiska zalewowe - Tereny uprawy ryżu mokrego prowadzone na obszarach stale zalanych wodą.
2.1.3.2 Ryżowiska górskie - Tereny uprawy ryżu suchego niewymagające stałego nawadniania.
2.2. Sady
2.2.1. Winnice
2.2.1.1 Winnice przydomowe - Tereny upraw winorośli prowadzonych na potrzeby indywidualne gospodarstw domowych.
2.2.1.2 Plantacje winnic - Tereny upraw winorośli prowadzonych na potrzeby handlowe.
2.2.2 Ogrody
2.2.2.1. Sady przydomowe - Tereny obsadzone krzewami i drzewami owocowymi prowadzone na potrzeby indywidualne gospodarstw domowych.
2.2.2.2. Plantacje - Tereny obsadzone krzewami i drzewami owocowymi, a także plantacje chmielu, wikliny prowadzone na potrzeby handlowe.
2.2.3. Gaje oliwkowe
2.2.3.1 Gaje oliwkowe przydomowe - Tereny upraw roślin oliwkowatych prowadzonych na potrzeby indywidualne gospodarstw domowych.
2.2.3.2 Plantacje gajów oliwkowych - Tereny upraw roślin oliwkowatych prowadzonych na potrzeby handlowe.
2.3 Pastwiska
2.3.1 Pastwiska
2.3.1.1 Pastwiska trwałe - Tereny pastwisk uprawowych, porośnięte roślinnością trawiastą, na których wypasa się zwierzęta hodowlane.
2.3.1.2 Pastwiska okresowe - Tereny porośnięte roślinnością trawiastą, na których okresowo wypasa się zwierzęta hodowlane.
2.4 Różnorodne obszary rolnicze
2.4.1 Uprawy jednoroczne stowarzyszone z uprawami trwałymi
2.4.1.1 Grunty orne występujące z uprawami trwałymi - Tereny gruntów ornych współwystępujące wraz z uprawami trwałymi (sadami) na tych samych działkach.
2.4.1.2 Pastwiska występujące z uprawami trwałymi - Tereny pastwisk współwystępujące wraz z uprawami trwałymi (sadami) na tych samych działkach.
2.4.2 Uprawy wielozmianowe
2.4.2.1 Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw trwałych - Mozaika przylegających do siebie małych działek, wykorzystywanych pod różne uprawy głównie trwałe i jako pastwiska.
2.4.2.2 Złożone systemy upraw i działek z przewagą upraw jednorocznych - Mozaika przylegających do siebie małych działek, wykorzystywanych pod różne uprawy głównie jednoroczne i jako pastwiska.
2.4.3 Obszary głównie rolnicze z zaroślami i zadrzewieniami śródpolnymi
2.4.3.1 Nieregularne zarośla i zadrzewienia śródpolne - Tereny różnogatunkowych zarośli i zadrzewień śródpolnych występujące w układach nieregularnych, plamistych.
2.4.3.2 Pasy zadrzewień śródpolnych - Tereny różnogatunkowych zadrzewień śródpolnych występujące w układach regularnych, pasmowych.
2.4.4 Obszary rolniczo-leśne
2.4.4.1 Grunty orne z udziałem zadrzewień i zakrzewień - Tereny wykorzystywane rolniczo z przewagą gruntów ornych (ponad 50%), z udziałem zadrzewień, zakrzewień i pastwisk.
2.4.4.2 Pastwiska z udziałem zadrzewień i zakrzewień - Tereny wykorzystywane rolniczo z przewagą pastwisk (ponad 50%), z udziałem gruntów ornych, zadrzewień i zakrzewień.
3. Lasy i obszary półnaturalne
3.1 Lasy
3.1.1 Lasy szerokolistne

3.1.1.1 Olsy - Tereny lasów liściastych, olchowych, gdzie dominującym gatunkiem jest olsza czarna, a gatunkami towarzyszącymi są m.in.: brzoza, jesion.
3.1.1.2 Łęgi - Tereny lasów liściastych, występujące nad rzekami i potokami, w zasięgu wód wezbraniowych. Występują gatunki takie jak: olcha, topola, wierzba, wiąz, jesion, dąb.
3.1.1.3 Grądy - Tereny lasów liściastych, gdzie dominującymi gatunkami są graby i dęby.
3.1.1.4 Buczyny - Tereny lasów liściastych, gdzie dominującym gatunkiem jest buk.
3.1.1.5 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe - Tereny lasów liściastych, gdzie dominującym gatunkiem jest jawor, klon i lipa.
3.1.1.6 Dąbrowy - Tereny lasów liściastych, gdzie dominującym gatunkiem jest dąb.
3.1.1.7 Lasy jodłowe - Tereny lasów liściastych, gdzie dominującym gatunkiem jest jodła.
3.1.2 Lasy iglaste
3.1.2.1 Bory sosnowe - Tereny lasów iglastych, gdzie dominują gatunki sosny.
3.1.2.2 Bory świerkowe - Tereny lasów iglastych, gdzie dominują gatunki świerka.
3.1.3 Lasy mieszane
3.1.3.1 Lasy mieszane z udziałem sosny - Tereny lasów mieszanych o zbliżonym udziale gatunków liściastych i iglastych, wśród których dominują gatunki sosny.
3.1.3.2 Lasy mieszane z udziałem świerka - Tereny lasów mieszanych o zbliżonym udziale gatunków liściastych i iglastych, wśród których dominują gatunki świerka.
3.2 Krzaki i/lub zespoły roślinności zielnej
3.2.1 Użytki zielone
3.2.1.1 Łąki suche - Tereny łąk położonych w miejscach o niskim poziomie wód gruntowych, zależne od wód opadowych.
3.2.1.2 Łąki świeże - Tereny łąk umiarkowanie wilgotnych.
3.2.1.3 Łąki podmokłe - Tereny łąk położonych na obszarach o wysokim poziomie wód gruntowych.
3.2.2 Wrzosowiska
3.2.2.1 Wrzosowiska - Tereny zajęte przez bezleśne formacje zimozielonych krzewinek występujących w klimacie umiarkowanym.
3.2.3 Roślinność twardolistna
3.2.3.1 Makia - Tereny zajęte przez sucholubne, twardolistne zarośla, składające się z wiecznie zielonych krzewów i małych drzew, występujących w rejonie śródziemnomorskim.
3.2.3.2 Garig - Tereny zajęte przez sucholubne, twardolistne zarośla, składające się z wiecznie zielonych krzewów i małych drzew, występujących głównie na podłożu wapiennym w rejonie śródziemnomorskim.
3.2.4 Przejściowe tereny leśne, zakrzewienia
3.2.4.1 Kosodrzewina - Tereny występowania zarośli kosodrzewiny.
3.2.4.2 Szkółki leśne - Tereny otwartych powierzchni leśnych, przeznaczone do produkcji sadzonek drzew i krzewów.
3.2.4.3 Zalesienia i samosiewy - Tereny młodych nasadzeń na obszarach porolnych, jak również na poręb ach i zrębach zupełnych oraz tereny naturalnych młodników powstałych drogą samosiewu.
3.2.4.4 Wylesienia i zręby - Tereny pozbawione drzewostanu w wyniku szkód górniczych lub emisji pyłów i gazów przemysłowych, a także dokonanych cięć – zrębów.
3.2.4.5 Las zdegradowany i ginący - Tereny wyniszczonego (obumierającego lub martwego) lasu.
3.3 Powierzchnie otwarte, z małą ilością lub bez roślinności
3.3.1 Plaże, wydmy, piaski
3.3.1.1 Plaże - Tereny piaszczyste lub żwirowe, na ogół bez roślinności, tworzące pas wybrzeża morskiego. Mogą też występować w korytach większych rzek i jezior.
3.3.1.2 Wydmy - Tereny wzniesień piaszczystych, bez roślinności lub pokryte roślinnością.
3.3.1.3 Ławice rzeczne i śródrzeczne - Ławice rzeczne i śródrzeczne, tworzone głównie przez osady piasku, żwiru, na ogół bez roślinności.
3.3.1.4 Piaski poza strefą brzegową morza - Tereny piaszczyste równin akumulacyjnych, odsłonięcia piaszczystej gleby na ogół bez roślinności, występujące w oddaleniu od morza.
3.3.2 Nagie skały
3.3.2.1 Skały - Skały, turnie, odsłonięcia wychodni skalnych.
3.3.2.2 Rumosz skalny - Pokrywy złożone z głazów, bloków i gruzu skalnego. Grupa ta jest reprezentowana m.in. przez piargi, gołoborza.
3.3.3 Obszary roślinności przerzedzonej
3.3.3.1 Roślinność przerzedzona na podłożu piaszczystym - Tereny piaszczyste, pokryte rzadką roślinnością trawiastą lub krzaczastą.
3.3.3.2 Roślinność przerzedzona na rumoszu skalnym - Tereny rumoszu skalnego, pokryte rzadką roślinnością trawiastą lub krzaczastą.
3.3.4 Obszary wypalone

3.3.4.1 Pogorzeliska - Obszary, na których wystąpił pożar, gdzie zazwyczaj obecny jest jeszcze zwęglony materiał.
3.3.5 Lodowce i wieloletnie pola śnieżne
3.3.5.1 Lodowce - Tereny objęte przez lodowce górskie oraz kontynentalne (lądolody).
3.3.5.2 Lodowczyki - Tereny objęte przez wieloletnie utrzymujące się pole firnowo-lodowe o cechach szczątkowego lodowca górskiego.
3.3.5.3 Pokrywy śniegu wieloletniego - Tereny objęte przez stale utrzymujące się pokrywy śnieżne.
4. Mokradła
4.1 Mokradła śródlądowe
4.1.1 Bagna śródlądowe
4.1.1.1 Bagna - Tereny znajdujące się pod stałym wpływem wysokiego poziomu wód gruntowych, często o charakterze zastoiskowym, znajdujące się m.in. w strefie zalewowej dolin rzecznych, zagłębieniach terenowych.
4.1.1.2 Mokradła okresowe - Tereny znajdujące się pod okresowym wpływem wysokiego poziomu wód gruntowych lub podtapiane wodami wezbraniowymi lub opadowymi, znajdujące się m.in. w strefie zalewowej dolin rzecznych, zagłębieniach terenowych.
4.1.2 Torfowiska
4.1.2.1 Torfowiska wysokie - Tereny mokradeł zasilane wyłącznie przez oligotroficzne wody opadowe, występują w bezodpływowych zagłębieniach terenu, np. na wododziałach, zwłaszcza na podłożu słabo przepuszczalnym, warstwę powierzchniową tworzy torf.
4.1.2.2 Torfowiska niskie - Tereny mokradeł powstające na skutek wolnego przepływu lub stagnowania wód powierzchniowych lub gruntowych, mogą to być wody eutroficzne lub mezotroficzne, występują w obrębie dolin rzecznych lub w odpływowych zagłębieniach terenu, warstwę powierzchniową tworzy torf. Na torfowiskach niskich mogą wykształcać się szuwary.
4.1.2.3 Torfowiska przejściowe - Tereny mokradeł o pośrednich warunkach siedliskowych w stosunku do torfowisk wysokich i niskich. Są zasilane przez wody opadowe oraz wody podziemne i powierzchniowe, warstwę powierzchniową tworzy torf oraz zbiorowiska mszarno-turzycowe.
4.2 Mokradła nadbrzeżne
4.2.1 Bagna słone
4.2.1.1 Bagna słone z udziałem roślinności - Tereny mokradeł występujące w obrębie wybrzeża morskiego, zalewane wodami morskimi lub brakicznymi, porośnięte roślinnością bagienną.
4.2.1.2 Bagna słone bez udziału roślinności - Tereny mokradeł występujące w obrębie wybrzeża morskiego, zalewane wodami morskimi lub brakicznymi, nieporośnięte roślinnością bagienną.
4.2.2 Saliny
4.2.2.1 Saliny eksploatowane - Obszary pozyskiwania soli z płytkich zbiorników zlokalizowanych w strefie przybrzeżnej mórz lub słonych jezior.
4.2.2.2 Saliny nieeksploatowane - Obszary, na których pozyskiwano sól z płytkich zbiorników zlokalizowanych w strefie przybrzeżnej mórz lub słonych jezior.
4.2.3 Równiny pływowe
4.2.3.1 Równiny pływowe - Płaski obszar nadbrzeżny podlegający okresowym przypływom i odpływom morza.
5. Obiekty wodne
5.1 Wody śródlądowe
5.1.1 Cieki i kanały wodne
5.1.1.1 Rzeki - Naturalne cieki, płynące pod działaniem siły grawitacyjnej w ukształtowanym korycie, łożysku i dolinie, powstałe z połączenia potoków lub strumieni albo wypływające z czoła lodowca, jeziora, źródła (wywierzyska), rzadziej z obszaru zabagnionego, zasilane powierzchniowo i podziemnie wodą z opadów spadłych w jego dorzeczu o powierzchni większej niż 100 km^2.
5.1.1.2 Strumienie - Małe naturalne cieki, płynące w wąskim i płytkim korycie o niewielkim spadku; powierzchnia dorzecza do 100 km^2.
5.1.1.3 Potoki - Małe naturalne cieki, płynące wartkim nurtem w wąskim i płytkim korycie o znacznym spadku: na wyżynach od 5% do 10%, na pogórzach i w górach od 5% do 30%, a nawet powyżej 80%; powierzchnia dorzecza do 100 km^2.
5.1.1.4 Kanały - Ciek, płynący w sztucznym korycie. Grupa ta jest reprezentowana przez kanały z urządzeniami hydrotechnicznymi, kanały o umocnionych brzegach i urządzeniach piętrzących, mających na celu zwiększenie głębokości, służące na ogół jako drogi transportu wodnego, rowy melioracyjne.
5.1.2 Zbiorniki wodne
5.1.2.1 Naturalne zbiorniki wodne - Zagłębienie terenowe o różnej morfogenezie wypełnione wodą, zazwyczaj stojącą; jeziora śródlądowe.

5.1.2.2 Sztuczne zbiorniki wodne - Antropogeniczne zagłębienie terenowe wypełnione wodą, zazwyczaj płynącą przegrodzone tamą wodną; podpiętrzone zbiorniki wodne, zbiorniki wodne powstałe przez obudowanie terenów groblami i wypełnienie ich wodą, zbiorniki wodne powstałe po zakończeniu eksploatacji w wyniku wypełnienia wyrobisk wodą lub powstałych na skutek osiadania gruntu, spowodowanego wgłębnym wydobyciem kopalin, stawy rybne.

5.2 Wody morskie

5.2.1 Jeziora przybrzeżne

5.2.1.1 Jeziora lagunowe - Zagłębienia terenowe wypełnione wodami słodkimi lub słonawymi oddzielone od morza przez mierzeje, posiadają stałe lub sezonowe połączenie z otwartym morzem.

5.2.1.2 Jeziora mierzejowe - Zagłębienia terenowe wypełnione wodami słodkimi lub słonawymi, całkowicie oddzielone od morza przez mierzeje.

5.2.2 Estuaria

5.2.2.1 Estuaria otwarte - Lejkowate ujście rzeki, uchodzące do otwartego morza pływowego lub oceanu.

5.2.2.2 Estuaria przegrodzone - Lejkowate ujście rzeki, uchodzące do zamkniętej laguny.

5.2.3 Morze i ocean

5.2.3.1 Morza otwarte - Morze bezpośrednio lub pośrednio łączące się z oceanem poprzez przejście, umożliwiające swobodną wymianę wód powierzchniowych oraz głębinowych.

5.2.3.2 Morza śródlądowe - Morze otoczone prawie ze wszystkich stron lądami, połączone z oceanem poprzez cieśninę.

5.2.3.3 Ocean - Rozległy teren międzykontynetalny wypełniony słoną wodą.

POTENCJAŁ METODYCZNO-APLIKACYJNY ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO DLA ROZWOJU OCEN USŁUG GEOEKOSYSTEMÓW W POLSCE

Małgorzata Stępniewska

Zakład Geografii Kompleksowej
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

WSTĘP

Prawodawstwo i dokumenty strategiczne Unii Europejskiej coraz częściej odwołują się do postrzegania systemów przyrodniczych w kontekście ich usług dla człowieka (np. Strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020 r.; Rozporządzenie nr 1305/2013 w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich; Plan ochrony zasobów wodnych Europy). W ślad za rozwojem badań naukowych i działaniami Unii Europejskiej, polskie dokumenty strategiczne również zaczynają odnosić się do koncepcji usług ekosystemów (Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej; Krajowa Polityka Miejska 2023).

W ramach Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP) od stycznia 2015 r. realizowany jest specjalistyczny program, ukierunkowany na wypracowanie podstaw metodycznych dla rozpoznania i oceny usług ekosystemów w różnych typach krajobrazu Polski. Lokalizacja Stacji Bazowych w różnych strefach krajobrazowo-ekologicznych i mezoregionach kraju pozwala zilustrować główne rysy zróżnicowania kapitału przyrodniczego oraz sposobów i intensywności jego wykorzystywania przez człowieka (Kostrzewski i in. 2014). Przedmiotem niniejszej pracy jest przedstawienie wyników identyfikacji i oceny usług geoekosystemów w zlewniach Stacji Bazowych Koniczynka, Puszcza Borecka, Wigry oraz Kampinos. Rozpoznanie usług geoekosystemów w pozostałych Stacjach Bazowych przewidziane było na kolejne lata realizacji programu. Praca nie pretenduje do wyczerpującego przedstawienia wyników. Wybrane rezultaty posłużyły do przedstawienia zakresu, potencjału i kierunków rozwoju programu badawczego ZMŚP dla wsparcia ocen usług ekosystemowych w Polsce.

Podstawowe charakterystyki analizowanych zlewni badawczych przedstawiono w tabeli 4.6.1. Na potrzeby oceny usług ekosystemowych w Polsce wydzielono 7 stref ekologiczno-krajobrazowych: Bałtyk ze strefą brzegową, pojezierza, niziny, wyżyny, kotliny podgórskie, góry średnie i góry alpejskie (Mizgajski, Stępniewska 2012). Trzy oceniane Stacje Bazowe – Koniczynka, Puszcza Borecka i Wigry – położone są w strefie pojezierzy. Strefa

ta obejmuje północą część Polski od bezpośredniego zaplecza wybrzeża do południowej granicy ostatniego zlodowacenia. Jego śladem jest mocno zróżnicowana mozaika ekosystemów, której cechą szczególną jest występowanie jezior i stref marginalnych odznaczających się znacznym urozmaiceniem rzeźby i pokrycia terenu. Na pojezierzach występuje znaczny, choć regionalnie zróżnicowany, udział ekosystemów leśnych powiązanych z mniej urodzajnymi glebami. Z kolei Stacja Bazowa Kampinos położona jest w strefie nizin. Ta strefa ekologiczno-krajobrazowa obejmuje obszary o mało urozmaiconej rzeźbie, rozczłonkowane przez doliny dużych dolin rzecznych. Niziny odznaczają się znaczną rolą intensywnych form użytkowania środowiska. Udział powierzchni zurbanizowanych jest zbliżony do średniej, jednak występują tu trzy duże aglomeracje: warszawska, łódzka i wrocławska oraz przebiegają najważniejsze międzynarodowe szlaki komunikacyjne.

Tab. 4.6.1. Charakterystyka fizycznogeograficzna zlewni badawczych

Stacja Bazowa	powierzchnia (km^2)	Strefa ekologiczno-krajobrazowa	Makroregion fizyczno-geograficzny	Mezoregion fizyczno-geograficzny	Położenie w strukturze obszarów chronionych
Puszcza Borecka	13,3	Pojezierza	Pojezierze Mazurskie	Pojezierze Ełckie	Natura 2000 Ostoja Borecka
Wigry	8,1	Pojezierza	Pojezierze Litewskie	Równina Augustowska	Wigierski Park Narodowy
Koniczynka	36,1	Pojezierza	Pojezierze Chełmińsko Dobrzyńskie	Pojezierze Chełmińskie	-
Kampinos	20,1	Niziny	Nizina Środkowo Mazowiecka	Kotlina Warszawska	Kampinoski Park Narodowy

Źródło: opracowanie własne

PODSTAWY METODYCZNE OCENY USŁUG GEOEKOSYSTEMÓW W RAMACH ZMŚP

Poniżej przedstawiono zarys metodyki przyjętej w programie analitycznym „Usługi geoekosystemów". Szczegółowe podstawy metodyczne zawiera praca Stępniewskiej (2016).

Usługi ekosystemów w zlewniach Stacji Bazowych rozpatrywano w oparciu o sekwencyjne postępowanie eksperckie obejmujące:

1. Typologię ekosystemów na podstawie danych o pokryciu terenu i użytkowaniu ziemi.

2. Analizę „Wspólnej Międzynarodowej Klasyfikacji Usług Ekosystemów" (CICES wersja 4.3, EEA 2011) pod kątem identyfikacji usług występujących na obszarze badań.
3. Wyłonienie grupy usług ekosystemów możliwej do oceny na podstawie danych zgromadzonych w ramach ZMŚP.
4. Ocenę potencjału do dostarczania usług ekosystemów w oparciu o matrycę bonitacyjną rekomendowaną przez agendy Unii Europejskiej.
5. Identyfikację wskaźników usług ekosystemów na podstawie programu pomiarowego ZMŚP realizowanego przez Stacje Bazowe.

Mapy typów ekosystemów w granicach Stacji Bazowych wykonano na podstawie map wektorowych opracowanych w programie P1 „Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi". Dokładność geometryczna map odpowiada mapie w skali 1:10 000. Typy pokrycia terenu i użytkowania ziemi w zlewniach badawczych zagregowano do typów ekosystemów w oparciu o wytyczne metodyczne Grupy Roboczej Unii Europejskiej ds. Rozpoznania i Oceny Usług Ekosystemów (MAES 2013).

Potencjał do dostarczania usług rozumiany jest jako hipotetyczny maksymalny poziom wybranych usług dostarczanych przez ekosystem **(**Potschin, Burkhard 2015). Oceny potencjału do dostarczania wybranych usług dokonano metodą bonitacji punktowej, różnicując poziom usług w zależności od typu pokrycia terenu i użytkowania ziemi. W badaniach przyjęto skalę i wartości bonitacyjne proponowane przez B. Burkharda i in. (2014), a rekomendowane przez Komisję Europejską (EC 2015) i Europejską Agencję Środowiska (EEA 2015) dla oceny usług tzw. normalnego krajobrazu europejskiego.

W przypadku Stacji Bazowych o charakterze leśnym – Puszczy Boreckiej, Wigier, Kampinosu – bonitacja objęła 9 usług regulacyjnych. Usługi te definiowane są jako procesy, za pomocą których ekosystemy i organizmy żywe regulują otaczające środowisko w sposób, który prowadzi do poprawy jakości życia ludzi (Potschin, Burkhard 2015). Bonitacją objęto następujące usługi regulacyjne:

- kształtowanie klimatu w skali globalnej - trwałe unieruchamianie gazów cieplarnianych przez ekosystemy,
- kształtowanie klimatu w skali lokalnej - oddziaływanie na elementy pogody i klimatu (wiatr, opady, temperaturę, wilgotność, radiację) przez komponenty ekosystemów, zwłaszcza pokrycie terenu,
- poprawa jakości powietrza - przechwytywanie i filtrowanie zanieczyszczeń pyłowych i gazowych,
- poprawa jakości wody - oddziaływanie ekosystemów na jakość wody, poprzez ograniczanie zanieczyszczeń i patogenów,
- regulacja obiegu wody - wpływ na składowe cyklu obiegu wody (np. retencja i regulacja odpływu, naturalny drenaż, stabilizacja poziomu wód i przeciwdziałanie suszom),

- regulacja obiegu biogenów - zdolność ekosystemów do recyklingu azotu, fosforu i innych pierwiastków biogennych,
- ochrona przed erozją - retencja glebowa oraz zdolność do przeciwdziałania erozji gleb i powstawania osuwisk,
- zapylanie i rozprzestrzenianie nasion - przyczynianie się do reprodukcji roślin poprzez przenoszenie ich pyłków lub nasion (przez pszczoły, ptaki, nietoperze, ćmy, muchy i inne zwierzęta),
- kontrola szkodników i przeciwdziałanie plagom - zdolność do zwalczania szkodników i chorób.

W przypadku Stacji Bazowej Koniczynka, z uwagi na jej rolniczy charakter, bonitacja objęła 7 usług regulacyjnych i 2 usługi zaopatrujące. Te ostanie rozumiane są jako wkład materialny i energetyczny ekosystemów do jakości życia ludzi (Potschin, Burkhard 2015) i w przypadku Stacji Bazowej Koniczynka objęły produkcję żywności dla ludzi oraz paszy dla zwierząt.

Wskaźniki wybranych usług ekosystemów opracowano na podstawie wyników programu pomiarowego ZMŚP realizowanego przez Stacje Bazowe w latach hydrologicznych 2011-2013.

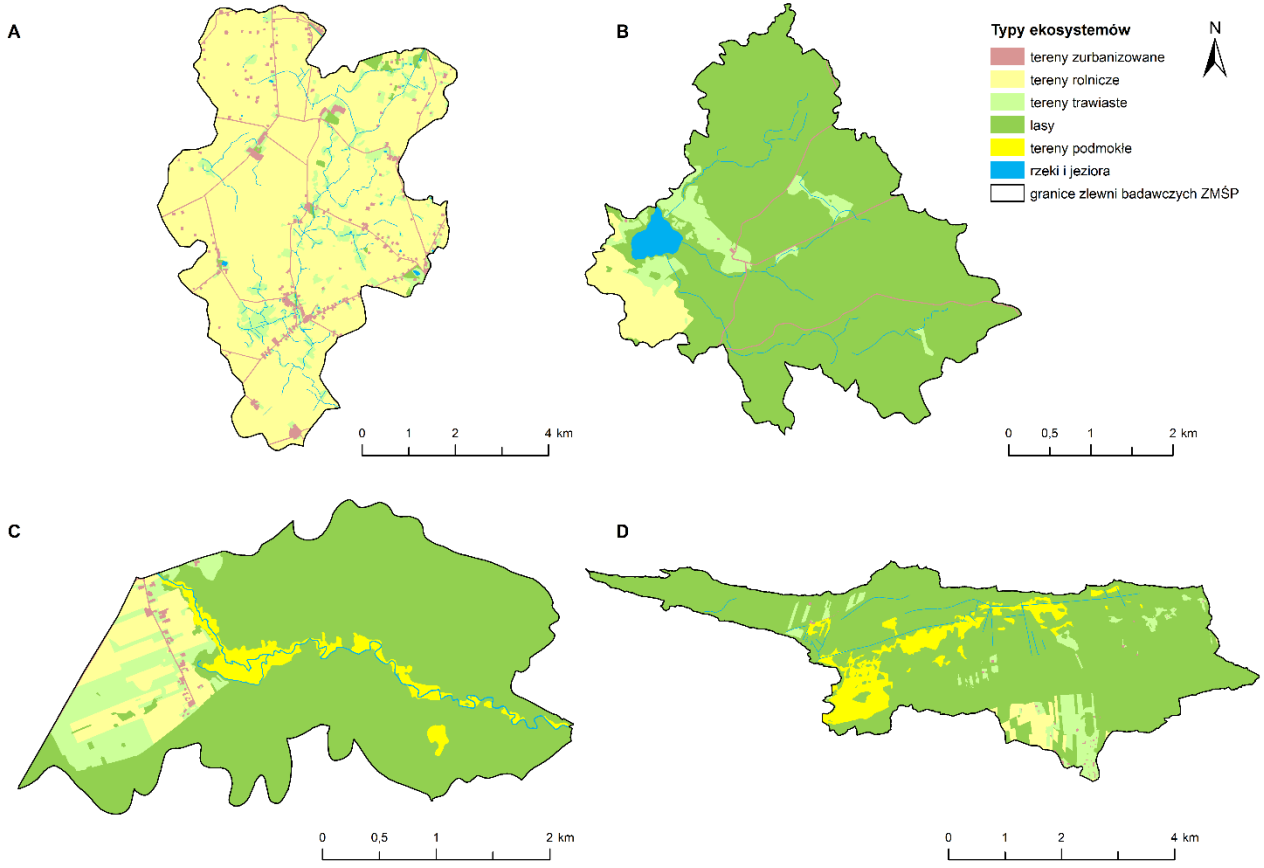
WYNIKI OCENY USŁUG GEOEKOSYSTEMÓW W ZLEWNIACH BADAWCZYCH ZMŚP

TYPOLOGIA EKOSYSTEMÓW

Pomiędzy poszczególnymi Stacjami Bazowymi można zauważyć istotne odrębności w strukturze typów ekosystemów, co prowadzi do specyficznego zestawu usług świadczonych przez każdą z nich.

Stacja Bazowa Koniczynka odznacza się dominacją terenów rolniczych (*Ryc. 4.6.1*). Ich udział w powierzchni Stacji wynosi 89,1%. Tereny rolnicze obejmują grunty orne (87,2% powierzchni zlewni), zarośla i zadrzewienia śródpolne (1,1%) oraz sady (0,8%). Ponadprzeciętny udział terenów rolniczych wiąże się z dużym znaczeniem świadczeń zaopatrujących w zakresie produkcji żywności dla ludzi oraz paszy dla zwierząt.

Z kolei w Stacjach Bazowych Puszcza Borecka, Wigry i Kampinos dominują lasy. Ich udział w powierzchni tych Stacji wynosi odpowiednio 86,4%, 82,2% i 77,1%. W Stacji Bazowej Puszcza Borecka w skład ekosystemów leśnych wchodzą głównie lasy mieszane (68,8% powierzchni drzewostanów). Ekosystemy leśne Stacji Bazowej Wigry zdominowane są przez lasy iglaste (90,5% powierzchni drzewostanów). Najbardziej zróżnicowanym drzewostanem odznacza się Stacja Bazowa Kampinos, w której 43,6% lasów stanowią lasy iglaste, 37,3% liściaste, a 19,1% mieszane. Dominacja lasów w wymienionych Stacjach Bazowych predysponuje je do świadczenia usług regulacyjnych i kulturowych.

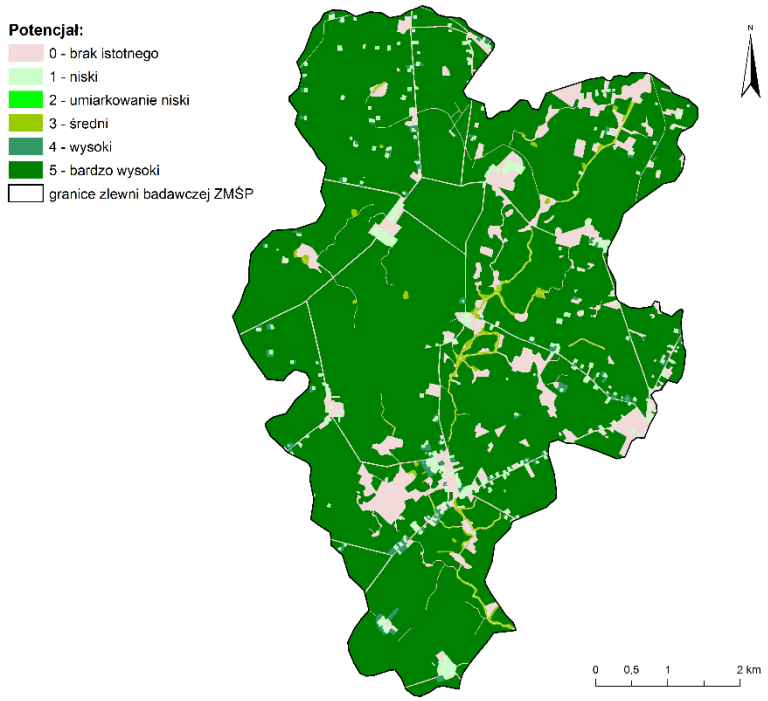


Ryc. 4.6.1. Typy ekosystemów w Stacjach Bazowych Koniczynka (A), Puszcza Borecka (B), Wigry (C) i Kampinos (D)
Źródło: opracowanie własne na podstawie map inwentaryzacyjnych programu P1 oraz MAES 2013

POTENCJAŁ DO DOSTARCZANIA USŁUG GEOEKOSYSTEMÓW

Poniżej przedstawiono wybrane wyniki oceny bonitacyjnej przestrzennego zróżnicowania w poziomie usług ekosystemów w zlewniach badawczych Stacji Puszcza Borecka, Wigry i Kampinos.

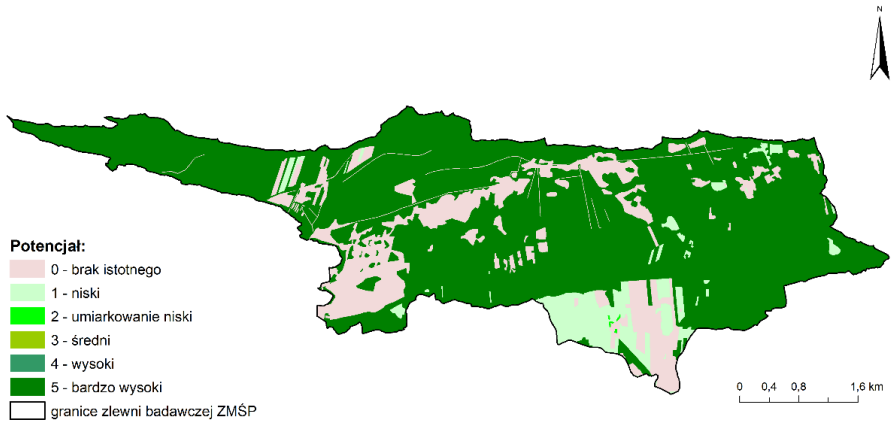
Stację Bazową Koniczynka cechuje bardzo duży potencjał dla dostawy usług zaopatrujących (*Ryc. 4.6.2*), co jest powiązane z warunkami naturalnymi, szczególnie glebami. Jednak należy pamiętać, że usługi są wkładem ekosystemów do jakości życia ludzi, który powstaje w kombinacji z innymi zasobami (Costanza i in. 2014). I tak poziom produkcji rolniczej jest uwarunkowany zarówno właściwościami ekosystemu, jak i wkładem człowieka w postaci technologii, pracy, energii i wiedzy. Wkład antropogeniczny może prowadzić do wyższego poziomu uzyskiwanych świadczeń niż wynikałoby to z cech ekosystemu. Zbyt intensywne formy użytkowania mogą jednak prowadzić do zubażania kapitału naturalnego (Burkhard i in. 2014). Stacja Bazowa Koniczynka jawi się więc jako atrakcyjny obszar do badań nad interakcją i balansowaniem wszystkich zasobów niezbędnych do dostarczania usług – tj. kapitału naturalnego, ludzkiego, społecznego i gospodarczego.



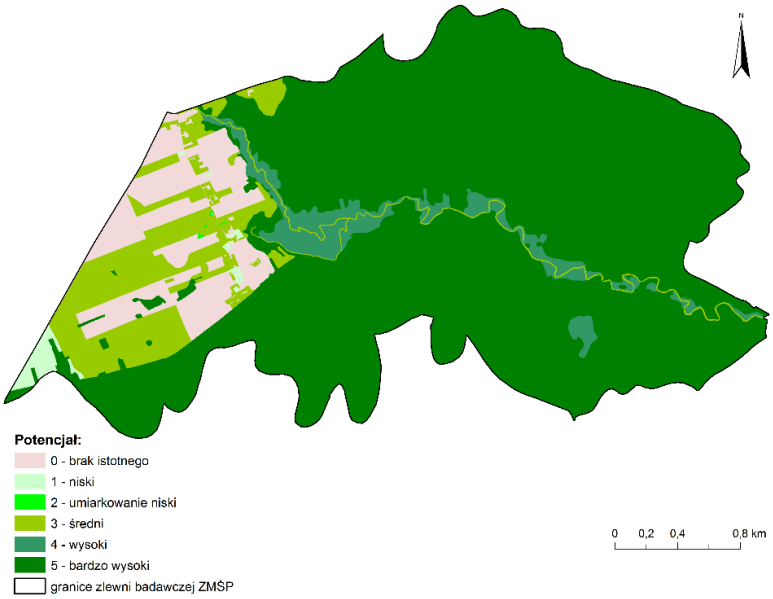
Ryc. 4.6.2. Potencjał do produkcji żywności w Stacji Bazowej Koniczynka
Źródło: opracowanie własne na podstawie map inwentaryzacyjnych programu P1 i Burkhard i in. 2014

Dodatkowo, kiedy agroekosystemy zarządzane są pryncypialnie dla dostawy usług zaopatrujących (płodów rolnych), inne usługi są niemal zawsze dotknięte negatywnie (Braat, de Groot 2012). Dominacja gruntów ornych powoduje, że obszar Stacji Bazowej Koniczynka cechuje się niskim potencjałem do dostarczania usług regulacyjnych. Dotyczy to także tych usług, na które rolnictwo wykazuje duże zapotrzebowanie, jak regulacja obiegu biogenów, regulacja obiegu wody, zapylanie, kontrola szkodników i przeciwdziałanie plagom. Przy zaawansowanym wkładzie antropogenicznym, to niedostatek usług regulacyjnych może stać się wąskim gardłem dla utrzymania odpowiedniego stanu agroekosystemu i poziomu dostarczanych usług zaopatrujących.

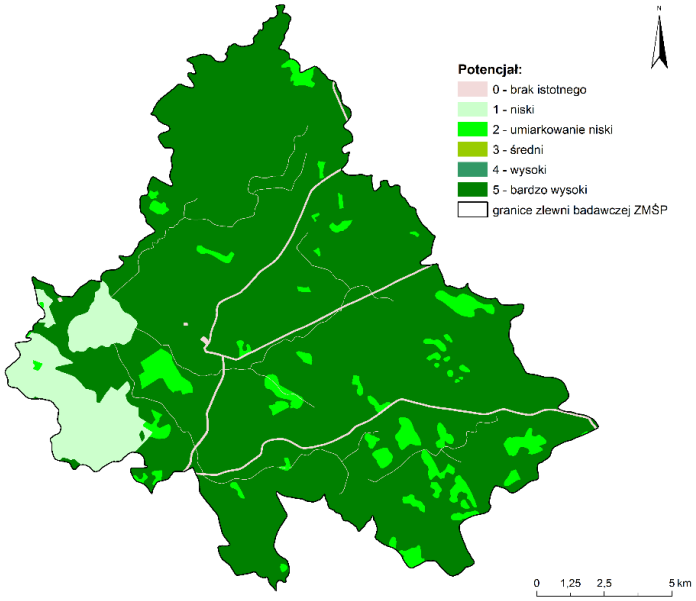
Stacje Bazowe o charakterze leśnym – Puszcza Borecka, Wigry i Kampinos – odznaczają się bardzo dużym potencjałem dla dostarczania wielu usług regulacyjnych, w tym związanych z kształtowaniem klimatu w skali globalnej oraz lokalnej, poprawą jakości powietrza oraz wody, regulacją obiegu biogenów. Regionalne odrębności w sposobach i intensywności korzystania przez człowieka z ekosystemów decydują o zróżnicowanym znaczeniu poszczególnych usług. Na przykład bardzo duży potencjał Stacji Bazowej Kampinos do poprawy jakości powietrza (*Ryc. 4.6.3*) ma szczególne znaczenie w kontekście lokalizacji Puszczy Kampinoskiej w sąsiedztwie Warszawy. W mieście zmagającym się z problemem zanieczyszczenia powietrza (WIOŚ Warszawa 2016) i zamieszkałym przez 1744,4 tys. osób (http://warszawa.stat.gov.pl), zapotrzebowanie na tę usługę jest szczególnie duże. Przy wiatrach wiejących głównie z zachodu, statystycznie co trzy dni nad miasto nawiewane jest świeże powietrze znad Puszczy Kampinoskiej, co czyni ją „zielonymi płucami Warszawy" (www.kampinoski-pn.gov.pl).



Ryc. 4.6.3. Potencjał do poprawy jakości powietrza w Stacji Bazowej Kampinos
Źródło: opracowanie własne na podstawie map inwentaryzacyjnych programu P1 i Burkhard i in. 2014



Ryc. 4.6.4. Potencjał do poprawy jakości wody w Stacji Bazowej Wigry
Źródło: opracowanie własne na podstawie map inwentaryzacyjnych programu P1 i Burkhard i in. 2014



Ryc. 4.6.5. Potencjał do kształtowania klimatu w skali globalnej w Stacji Bazowej Puszcza Borecka
Źródło: opracowanie własne na podstawie map inwentaryzacyjnych programu P1 i Burkhard i in. 2014

Z kolei bardzo duży potencjał Stacji Bazowej Wigry dla poprawy jakości wody (*Ryc. 4.6.4*) jest istotny dla ochrony ekosystemów wodnych i od wody zależnych, które decydują o unikatowym charakterze krajobrazu i wartości przyrodniczej parku narodowego. Stacja Bazowa Puszcza Borecka wchodzi w skład obszaru funkcjonalnego Zielone Płuca Polski. Temu systemowi zwartych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej można przypisać szczególne znaczenie dla poprawy jakości powietrza oraz kształtowania klimatu w skali globalnej (sekwestracji CO_2 - *Ryc. 4.6.5*). Specyfiką tej zlewni badawczej jest przewaga w drzewostanie lasów mieszanych, co nadaje jej także bardzo duży potencjał do kontroli szkodników i przeciwdziałania plagom.

WSKAŹNIKI USŁUG GEOEKOSYSTEMÓW

Ocena bonitacyjna na podstawie pokrycia terenu i użytkowania ziemi stanowi pierwszy etap ocen usług ekosystemów, kolejny obejmuje wykorzystanie bardziej złożonych wskaźników z uwzględnieniem danych lokalnych (MAES 2014). Obecnie wartości parametrów mierzonych w programie ZMŚP nie są z reguły odnoszone do pożytków dostarczanych dla człowieka, co nie pozwala na ich szersze wykorzystanie w ocenach usług ekosystemów. Jednak już teraz na podstawie gromadzonych danych jest możliwe ukazanie znaczenia wybranych usług. Na przykład ocean bonitacyjna ukazała duży potencjał leśnych zlewni badawczych do regulacji jakości wody i obiegu biogenów. Dane zaprezentowane w tabeli 4.6.2. potwierdzają znaczenie tych remediacyjnych usług ekosystemów leśnych. Azot i fosfor stanowią pierwiastki limitujące produkcję pierwotną w wodach powierzchniowych, a szczególne zainteresowanie nimi ze strony nauki i praktyki wynika z dążenia do poprawy stanu wód. Wzrost ładunków tych pierwiastków w wodach powierzchniowych w granicach zlewni leśnej (Wigry) jest znacznie mniejszy niż w zlewni o rolniczym charakterze (Koniczynka). Wyjątek stanowi jon $N\text{-}NH_4$, co wynika z jego retencji przez kompleks glebowy Stacji Bazowej Koniczynka. Przedstawione dane wskazują, że udział lasów może być pożytecznym wskaźnikiem potencjału do świadczenia usług remediacyjnych, co potwierdzają także badania innych autorów (np. Łowicki 2012).

Wzrost ładunków biogenów w granicach Stacji Bazowej Koniczynka potwierdza także, że przekraczanie potencjału ekosystemu do dostarczania usług i subsydiowanie niedostatku usług regulacyjnych kapitałem antropogenicznym (nawozami) skutkuje presją na ekosystemy i ich degradacją. Dążenie do wysokiej produktywności poprzez upraszczanie struktury użytkowania terenu oraz intensywne włączanie do obiegu związków biogennych owocuje krótkookresowym zyskiem ekonomicznym. Jednak w dłuższej perspektywie pominięcie usług regulacyjnych w zarządzaniu agroekosystemami powoduje zubażanie kapitału naturalnego, czego przejawem jest pogorszenie

jakości wody związane z eutrofizacją. W rezultacie potencjał terenów rolniczych do dostarczania usług jest obniżany.

Tab. 4.6.2. Ładunki azotu i fosforu odprowadzane z odpływem rzecznym w Stacjach Bazowych Koniczynka i Wigry - średnia za lata hydrologiczne 2011-2013

Stacja bazowa/ Stanowisko	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	$P_{ogól.}$
	$kg \cdot ha \cdot a^{-1}$.		$g \cdot ha \cdot a^{-1}$
Koniczynka			
Stanowisko 501*	0,70	0,10	43,81
Stanowisko 502**	3,78	0,09	96,90
Różnica	3,08	-0,01	53,09
Wigry			
Stanowisko 008*	3,15	1,02	182,15
Stanowisko 009**	4,12	1,26	207,92
Różnica	0,97	0,24	25,77

**stanowisko otwierające zlewnię badawczą*
*** stanowisko zamykające zlewnię badawczą*
Źródło: Baza danych ZMŚP

PODSUMOWANIE

Zebrane doświadczenia wskazują na duży potencjał metodyczno-aplikacyjny ZMŚP dla rozpoznania i oceny usług ekosystemów w różnych strefach ekologiczno-krajobrazowych kraju. Zróżnicowana specyfika zlewni badawczych stwarza możliwość badania szerokiego zakresu usług. W przypadku Stacji Bazowej Koniczynka atrakcyjny cel badawczy stanowi rozwijanie wiedzy o czynnikach wpływających na dostawę koszyka usług zapatrujących i regulacyjnych. Ten rodzaj badań może wesprzeć opracowanie narzędzi dla takiego zarządzania terenami rolniczymi, które wzmocni ich stabilność ekologiczną oraz jakość życia ludzi. Z kolei Stacje Bazowe Puszcza Borecka, Wigry i Kampinos znajdują się w strukturze obszarów chronionych. Można zatem stwierdzić, że zidentyfikowanie oraz ocena walorów i wartości tych obszarów została już dokonana, a objęcie ochroną prawną jest wyrazem docenienia ich roli usługowej dla człowieka. Tereny chronione odgrywają dużą rolę w zaspokajaniu zapotrzebowania na usługi ekosystemów płynącego z odległych od nich miejsc (Palomo i in. 2013). Zapotrzebowanie na usługi ekosystemów ogniskuje się bowiem na terenach antropogenicznych, takich jak tereny zabudowy mieszkaniowej, tereny przemysłowe, handlowe czy komunikacyjne, jednak ich potencjał do dostarczania usług jest niski (Syrbe, Walz 2012). Przepływ usług ekosystemów z terenów chronionych do typów pokrycia terenu i użytkowania ziemi zdominowanych przez człowieka pozwala na wyrównanie

różnic między zapotrzebowaniem na usługi a potencjałem do ich dostarczania (Bagstad i in. 2013). W zależności od rodzaju usługi, odbywa się to przez transfer usługi do ludzi (np. regulacyjne usługi kształtowania klimatu, poprawy jakości wody czy powietrza) lub ludzi do miejsc powstawania usługi (np. kulturowe usługi rekreacyjne). Z kolei z perspektywy terenów chronionych, uwzględnienie konsekwencji zapotrzebowania na usługi płynącego z zewnątrz pozwala zweryfikować zakres niezbędnych działań ochronnych i budować w ten sposób szerszą strategię zarządzania usługami ekosystemów.

Zasadniczym wkładem ZMŚP w rozwój zasad oceny usług ekosystemów w Polsce może być wypracowanie propozycji matrycy uwzględniającej specyfikę środowiska przyrodniczego kraju, w tym zróżnicowanie struktury i poziomu usług w poszczególnych strefach ekologiczno-krajobrazowych. Ocena bonitacyjna usług ekosystemów na podstawie pokrycia terenu i użytkowania ziemi ma rosnące znaczenie w pracach aplikacyjnych. Jednak popularna wśród użytkowników matryca opracowana przez Burkharda i in. (2014) cechuje się dużym stopniem generalizacji, charakteryzując tzw. normalny krajobraz europejski. Program pomiarowy ZMŚP może być także atrakcyjnym źródłem wskaźników usług ekosystemów. Wymaga to natomiast poszerzenia interpretacji mierzonych parametrów w kontekście pożytków dostarczanych dla człowieka, a także określenia możliwości ekstrapolacji uzyskiwanych wartości poza obszar Stacji Bazowych.

LITERATURA

Bagstad K.J., Johnson G.W., Voigt B., Villa F., 2013. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. Ecosystem Services 4: 117-125.

Braat L.C., de Groot R., 2012. The Ecosystem Services Agenda: Bridging the Worlds of Natural Science and Economics, Conservation and Development, and Public and Private Policy. Ecosystem Services 1: 4–15.

Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. Landscape Online 34: 1-32.

Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S. I in., 2014. Changes in the Global Value of Ecosystem Services. Global Environmental Change 26: 152–158.

EC, 2015. Science for Environment Policy: Ecosystem Services and the Environment. In-depth Report. European Commission, Brussels.

EEA, 2011. Wspólna Międzynarodowa Klasyfikacja Usług Ekosystemów (Common International Classiication of Ecosystem Services, CICES wersja 4.3). European Environment Agency, www.cices.eu

EEA, 2015. Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges. European Environment Agency, Report No 3/2016.

Kostrzewski A., Mizgajski A., Stępniewska M., Tylkowski J., 2014. The use of Integrated Environmental Programme for ecosystem services assessment. Ekonomia i Środowisko 4(51): 94-101, http://geokompleks.amu.edu.pl/data/8.pdf

Krajowa Polityka Miejska 2023. Uchwała nr 198 Rady Ministrów z dnia 20 października 2015 r. w sprawie przyjęcia Krajowej Polityki Miejskiej. Monitor Polski 2015 poz. 1235.

Łowicki D., 2012. Prediction of flowing water pollution on the basis of landscape metrics as a tool supporting delimitation of Nitrate Vulnerable Zones. Ecological Indicators 23: 27–33.

MAES, 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. European Commission, Technical Report No 2013 – 067, Brussels.

MAES, 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. European Commission, Technical Report No 2014 – 080, Brussels.

Mizgajski A., Stępniewska M., 2012. Ecosystem services assessment for Poland – challenges and possible solutions. Ekonomia i Środowisko 2(42): 54-73, http://geokompleks.amu.edu.pl/data/mizgajski_stepniewska.pdf

Palomo I., Martín-López B., Potschin M., Haines-Young R., Montes C., 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. Ecosystem Services 4: 104-116.

Plan ochrony zasobów wodnych Europy. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów Plan ochrony zasobów wodnych Europy, COM/2012/0673.

Program ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej. Uchwała nr 213 Rady Ministrów z dnia 6 listopada 2015 r. w sprawie zatwierdzenia „Programu ochrony i zrównoważonego użytkowania różnorodności biologicznej wraz z Planem działań na lata 2015-2020". Monitor Polski 2015 poz. 1207.

Rozporządzenie nr 1305/2013 w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich. Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady UE nr 1305/2013 z dnia 17 grudnia 2013 r. w sprawie wsparcia rozwoju obszarów wiejskich przez Europejski Fundusz Rolny na rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW) i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1698/2005. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 347/487.

Stępniewska M., 2016. Ecosystem Service Mapping and Assessment as a Support for Policy and Decision Making. CLEAN – Soil, Air, Water 44(10): 1414-1422, http://geokompleks.amu.edu.pl/data/S2016.pdf

Stępniewska M., 2016. Doświadczenia z pierwszego roku wdrażania oceny usług geoekosystemów w ramach Zintegrowanego monitoringu środowiska przyrodniczego. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski, M. Domańska (red.), Zintegrowany Monitoring środowiska przyrodniczego. Funkcjonowanie, tendencje rozwoju, zagrożenia i ochrona środowiska przyrodniczego Polski. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Storkowo: 37-41, http://geokompleks.amu.edu.pl/data/MS1.pdf

Strategia ochrony różnorodności biologicznej na okres do 2020. Komisja Europejska, KOM (2011).

Syrbe R.U., Walz U., 2012. Spatial Indicators for the Assessment of Ecosystem Services: Providing, Benefiting and Connecting Areas and Landscape Metrics. Ecological Indicators 21: 80–88.

WIOŚ Warszawa, 2016. Roczna ocena jakości powietrza w województwie mazowieckim. Raport za rok 2015. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.



fot. P. Stachyra

STAN I PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO WYBRANYCH GEOEKOSYSTEMÓW POLSKI W LATACH 1994-2015

Jacek Tylkowski[1], Janina Borysiak[2], Andrzej Kostrzewski[1], Robert Kruszyk[1], Józef Szpikowski[1]

[1] Instytut Geoekologii i Geoinformacji,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
[2] Instytut Geografii Fizycznej i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego,
Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

WPROWADZENIE

Środowisko przyrodnicze Polski podlega ciągłym, zmiennym w czasie, zróżnicowanym przestrzennie przemianom, zarówno pod wpływem procesów fizyczno-geograficznych, jak i antropogenicznych. Sprawą pierwszorzędnej wagi jest odniesienie zachodzących przemian środowiskowych do obserwowanych zmian klimatu i narastającej antropopresji. Należy podkreślić, że jedynie zorganizowany, systematyczny i wieloletni monitoring środowiska przyrodniczego umożliwia określenie diagnozy aktualnego stanu środowiska oraz tendencji jego przemian w oparciu o przyjęte scenariusze. Przedstawione założenia monitoringu, z uwzględnieniem ochrony przyrody, realizuje Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP), który jest podsystemem Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

Zadaniem Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP) jest określenie stanu i tendencji zmian środowiska przyrodniczego geoekosystemów Polski (Kostrzewski i in. 1995). Ocenę stanu środowiska przyrodniczego dokonujemy na podstawie wyników rozpoczętych w 1994 roku długoterminowych cykli obserwacyjno-pomiarowych w zlewniach reprezentatywnych. Podsumowany został 10-letni cykl monitoringu w latach 1994-2004 (Kruszyk 2006). Niniejsze opracowanie jest kolejną syntezą, dla blisko 20-letniego zbioru danych z lat 1994-2015, w oparciu o raporty Stacji Bazowych ZMŚP, a przede wszystkim o dane zgromadzone w Centralnej Bazie Danych ZMŚP. Baza ta zawiera około 1,2 mln rekordów z ostatnich 20 lat, odnoszących się do rzeczywistych danych pochodzących zarówno z monitoringu abiotycznego, jak i biotycznego. Centralna Baza Danych ZMŚP została założona w celu weryfikacji i standaryzacji danych pomiarowych oraz realizacji głównych założeń metodycznych programu ZMŚP. Można więc stwierdzić, że ZMŚP dostarcza kompleksowych informacji o związkach przyczynowo-skutkowych w środowisku geograficznym. Wyniki uzyskane w ramach realizacji programu ZMŚP są podstawą sporządzania prognoz rozwoju badanych jednostek przestrzennych,

reprezentujących różne typy krajobrazu Polski. Fakt ten jest szczególnie ważny w przypadku obszarów cennych przyrodniczo, bowiem zgromadzony zasób wiedzy o środowisku jest niezbędny do planowania działań ochronnych.

PODSTAWY METODYCZNE OCENY PRZEMIAN ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO POLSKI

Opracowanie oparto na założeniach metodycznych ZMŚP (Kostrzewski i in. 1995; Kostrzewski 2016, 2017). Wykorzystano kilka geowskaźników, które zastosowano w syntetycznych raportach ZMŚP za lata 2010-2015 (Roo–Zielińska i in. 2007, Roo–Zielińska 2015, Szpikowski 2012, Tylkowski 2016). Dotyczą one jakościowych i ilościowych właściwości obiegu wody w monitorowanych zlewniach. Podstawowym założeniem metodologicznym ZMŚP jest, że jakościowa i ilościowa charakterystyka dostawy wody i materii do zlewni oraz wody i rozpuszczonej w niej materii krążącej i odpływającej z zlewni jest głównym wskaźnikiem zmian środowiska przyrodniczego w umiarkowanej strefie morfoklimatycznej. Dlatego programy badawcze ZMŚP są dostosowane do prawidłowości, że obieg wody posiada największe znaczenie dla funkcjonowania i zmian środowiska geograficznego geoekosystemów Polski (Kostrzewski 2003). Obieg wody decyduje o przemianach środowiska przyrodniczego w badanych zlewniach, niezależnie od ich położenia w strukturze krajobrazowej Polski. Szczególnie istotne dla oceny, zarówno abiotycznej, jak i biotycznej sfery środowiska przyrodniczego, jest określenie ilości wody krążącej w geoekosystemie. Ważne jest określenie dynamiki obiegu wody w odniesieniu do uwarunkowań hydrometeorologicznych, a także przedstawienie długookresowych trendów dostawy wody do geoekosystemów. Dostawa wody do badanych geoekosystemów jest regionalnie zróżnicowana i nawiązuje do położenia zlewni reprezentatywnych ZMŚP w regionach fizycznogeograficznych Polski.

Podstawowym obiektem badań w sieci Stacji Bazowych ZMŚP jest zlewnia rzeczna lub jeziorna (Kostrzewski i in. 1995) reprezentatywna dla regionu geograficznego. Lokalizacja stacji i ich eksperymentalnych zlewni uwzględnia zróżnicowanie Polski na strefy krajobrazowo-ekologiczne (Starkel, Gil 1994; Mizgajski, Stępniewska 2012) oraz mezoregiony w odniesieniu do dominujących form pokrycia terenu (Łowicki, Mizgajski 2013; Kostrzewski i in. 2014). Najwięcej Stacji Bazowych ZMŚP jest położonych w strefie pojezierzy (Stacje Bazowe: Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry i Koniczynka) oraz w strefie wyżyn (Stacje Bazowe: Święty Krzyż i Roztocze). Po jednej stacji zlokalizowano na wybrzeżu Morza Bałtyckiego w strefie nizin nadmorskich (Stacja Bazowa Wolin), na obszarze nizin środkowopolskich (Stacja Bazowa Kampinos) i gór średnich (Stacja Bazowa Szymbark) (*Ryc. 5.1.1*).



Ryc. 5.1.1. Lokalizacja Stacji Bazowych ZMŚP w strefach krajobrazowo-ekologicznych Polski (Kostrzewski i in. 2014)

Eksperymentalne zlewnie Stacji Bazowych ZMŚP mają zróżnicowaną wielkość i można je uznać za reprezentatywne dla fizycznogeograficznych regionów kraju (*Tab. 5.1.1*).

Pięć reprezentatywnych zlewni ZMŚP jest umiejscowionych w Parkach Narodowych: Wolińskim, Wigierskim, Kampinoskim, Świętokrzyskim i Roztoczańskim. Siedem zlewni leży w europejskiej sieci ekologicznej obszarów Natura 2000, w całości lub części.

W ocenie stanu i przemian środowiska przyrodniczego, program przyrody ożywionej realizowany w ZMŚP, starano się powiązać z analizą przyrody nieożywionej. Artykuł 112 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Ustawa … 2004) wprowadza obowiązek monitoringu różnorodności biologicznej i krajobrazowej, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. W artykule tym określono jego zakres, a mianowicie monitoring polega „*na obserwacji i ocenie stanu oraz zachodzących zmian w składnikach różnorodności biologicznej i krajobrazowej, w tym typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu priorytetowym, a także na ocenie skuteczności stosowanych metod ochrony przyrody*”. Zakres ten jest realizowany w oparciu o wieloletnie programy

Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, zatwierdzane przez Ministra Środowiska, co reguluje Ustawa z dnia 20 lipca 1991 r. o Inspekcji Ochrony Środowiska (Dz. U. z 2013 r., poz. 686, z późn. zm.).

Tab. 5.1.1. Fizycznogeograficzna charakterystyka reprezentatywnych zlewni Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Reprezentatywna zlewnia ZMŚP/ Stacja Bazowa	Powierzchnia zlewni [km^2]	Zlewnia/ Dorzecze	Mezoregion fizycznogeograficzny	Makroregion fizycznogeograficzny
Jez. Gardno SB Wolin	2,4	Morze Bałtyckie	Uznam i Wolin	Pobrzeże Szczecińskie
Parsęta SB Storkowo	74,0	Parsęta	Pojezierze Drawskie	Pojezierze Zachodniopomorskie
Jez. Łękuk SB Puszcza Borecka	13,3	Węgorapa/ Pregoła	Kraina Wielkich Jezior	Pojezierze Mazurskie
Czarna Hańcza SB Wigry	7,4	Niemen	Równina Augustowska	Pojezierze Litewskie
Struga Toruńska SB Koniczynka	35,2	Wisła	Pojezierze Chełmińskie	Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie
Kanał Olszowiecki SB Kampinos	20,2	Łasica/ Wisła	Kotlina Warszawska	Nizina Środkowo-Mazowiecka
Wieniec SB Święty Krzyż	1,3	Kamienna/ Wisła	Góry Świętokrzyskie	Wyżyna Kielecko-Sandomierska
Świerszcz SB Roztocze	46,5	Wieprz/ Wisła	Roztocze Zachodnie/ Roztocze Środkowe	Roztocze
Bystrzanka SB Szymbark	13,0	Ropa/ Wisła	Beskid Niski / Pogórze Ciężkowickie Doły Jasielsko-Sanockie	Beskidy Środkowe/ Pogórze Środkowobeskidzkie

Od 1994 roku, w ramach ZMŚP są wykonywane programy badające parametry stanu i funkcjonowania abiotycznego podsystemu krajobrazu, a także podsystemu biotycznego, w mniejszym zakresie. Biologiczne programy ZMŚP, rozpoczęte w 1994 roku, nie realizują zakresu zapisanego w wyżej przytoczonym artykule 112, bowiem ustawa ukazała się 10 lat później. Zapisy tego artykułu znalazły wyraz w Programie Państwowego Monitoringu Środowiska (PPMŚ) na rok 2005 (Program … 2005). Umieszczono w nim dwa zadania dotyczące stanu i funkcjonowania przyrody ożywionej. Jedno odniesiono do ornitofauny, w tym obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) sieci Natura 2000, drugie do siedlisk przyrodniczych oraz gatunków fauny (z wyłączeniem awifauny) i flory Natura 2000, z uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk (SOO). Obydwa zadania są realizowane według metodyk zatwierdzonych przez GIOŚ (Program … 2015). Żadna z tych metodyk (np. Makomaska-Juchiewicz 2010, Perzanowska 2010, Mróz 2012) nie zawiera wytycznych zobowiązujących do wykorzystywania danych pozyskiwanych przez programy ZMŚP. Tak więc ani biologiczne programy

ZMŚP (z uwagi na ich wąski zakres), ani państwowy monitoring różnorodności biologicznej (z powodu krótkiego okresu realizacji PPMŚ, a przy tym braku badań uwarunkowań abiotycznych) nie dostarczają obecnie danych do syntetycznego przedstawienia tendencji zmian w środowisku przyrody ożywionej w latach 1994-2015. Tendencje takie można przedstawić na podstawie opublikowanych wyników długoterminowych badań ekologicznych prowadzonych poza monitoringiem państwowym (z wyjątkiem Monitoringu Leśnego, użytecznego w takiej ocenie), przy założeniu, że zmiany w przyrodzie ożywionej były śledzone *in situ* równocześnie z przeobrażeniami w przyrodzie nieożywionej. W krajowej literaturze niewiele jest jednak syntez podsumowujących wyniki długoterminowych badań ekologicznych na stałych powierzchniach obserwacyjnych, uwzględniających wielolecie 1994-2015. Metodyczne procedury stosowane w tego typu studiach omówił Faliński (2001), między innymi na podstawie własnych doświadczeń ze studiów na stałych powierzchniach obserwacyjnych Białowieskiej Stacji Geobotanicznej Uniwersytetu Warszawskiego.

Prace nad syntezą wyników ZMŚP z wielolecia 1994-2015 wskazują na potrzebę uzyskania większej ilości własnych danych dotyczących stanu biotycznych składników krajobrazu, określanego w oparciu o system stałych powierzchni badawczych ZMŚP. Można by rozwinąć sieć stanowisk obserwacyjnych, jak to zrobiono w przypadku: zlewni SB Różany Strumień w Poznaniu (Borysiak 2017a), jeziora Czarnego w SB Storkowo (Borysiak 2017b), a także jeziora Gardno (Borysiak, Czyryca 2017) i klifu południowego Bałtyku w SB Wolin (Borysiak i in. 2017). W wymienionych obiektach zebrano materiał dokumentujący stan referencyjny „0", w przyszłości niezbędny do określenia trendów zmian w przyrodzie ożywionej na tle zmian w funkcjonowaniu przyrody nieożywionej. W 2015 roku została utworzona sieć stałych stanowisk badawczo-pomiarowych ZMŚP dla Programu J3 Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia – rośliny (http://zmsp.gios.gov.pl/?page_id=67), co także jest krokiem w kierunku pozyskiwania danych potrzebnych do identyfikacji zmian w przyrodzie ożywionej. Włączenie Programu J3 do monitoringu ZMŚP jest związane z wdrażaniem (od 2011 r.) Unijnej Strategii Ochrony Różnorodności Biologicznej na okres do 2020 roku (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy/index_en.htm).

PRZEMIANY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO POLSKI W OPARCIU O WYBRANE ELEMENTY ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO

PRZYRODA NIEOŻYWIONA

Ilościowa charakterystyka obiegu wody w badanych zlewniach została ujęta w odniesieniu do głównych czynników, determinujących zasoby wodne w badanych zlewniach, a mianowicie do: warunków pogodowych, wód

podziemnych i powierzchniowych oraz bilansu wodnego. Charakterystyka warunków pogodowych uwzględnia wskaźniki i klasyfikacje meteorologiczne, mające największe znaczenie w dynamice obiegu wody w zlewniach oraz determinujące zasoby wodne i możliwość retencji wody, a mianowicie: średnią roczną temperaturę powietrza i roczną sumę opadów atmosferycznych na tle wielolecia, liczbę dni charakterystycznych pod względem termiczno-wilgotnościowym, tendencje zmian warunków cieplnych i opadowych, a także klasyfikację termiczno-opadową.

WARUNKI POGODOWE

Warunki termiczne wyrażone średnią roczną temperaturą powietrza w Stacjach Bazowych są zróżnicowane i determinowane położeniem monitorowanych zlewni w określonym regionie klimatycznym kraju. Polska leży w strefie klimatu umiarkowanego przejściowego, która w regionach północno-zachodnich posiada cechy oceanizmu (np. SB Wolin i SB Storkowo), a w południowo-wschodnich cechy kontynentalizmu (np. SB Roztocze i SB Szymbark). O zmienności przestrzennej warunków termicznych może świadczyć na przykład spadek średniej rocznej temperatury powietrza w północnej strefie młodoglacjalnej Niżu Polskiego, z zachodu na wschód, od wartości 9,2°C w SB Wolin, 7,9°C w SB Storkowo, do 7,2°C w SB Puszcza Borecka i SB Wigry (*Tab. 5.1.2*).

Tab. 5.1.2. Średnia roczna temperatura powietrza i średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w wieloleciu 1994-2015

Stacja Bazowa ZMŚP	Okres pomiarowy	Temperatura powietrza średnia±SD [°C]	Opady atmosferyczne średnia±SD mm
Wolin	2009-2015	9,2±0,7	616,5±96,2
Storkowo	1994-2015	7,9±0,8	697,9±97,2
Puszcza Borecka	1994-2015	7,2±0,8	659,7±98,1
Wigry	2002-2015	7,2±0,8	594,6±79,1
Koniczynka	1994-2015	8,6±0,8	543,0±91,6
Kampinos	1994-2015	8,6±0,8	534,2±124,7
Święty Krzyż	1999-2015	7,3±0,9	698,2±119,9
Roztocze	2012-2015	8,4±0,6	641,5±48,6
Szymbark	1995-2015	8,6±0,9	867,5±135,0

W tym transekcie z zachodu na wschód bardzo dobrze zaznacza się wpływ oceanizmu (SB Wolin i SB Storkowo) oraz kontynentalizmu klimatu (SB Puszcza Borecka i SB Wigry), w zasięgu strefy młodoglacjalnej Polski. Dobrze dokumentuje to przestrzenny rozkład sum rocznych opadów w 2015 roku. W tym roku współczynnik kontynentalizmu wg Gorczyńskiego wynosił od 19% w SB Wolin do 22% w SB Wigry. Wartość tego wskaźnika rosła także w transekcie południkowym, od 19% w SB Wolin do 25% w SB Szymbark. W północnej części Polski wzrost kontynentalizmu wzdłuż równoleżnikowej osi W-E przejawił się między innymi spadkiem rocznej sumy opadów w kierunku wschodnim. Średnia roczna suma opadów w strefie młodoglacjalnej początkowo wzrastała, od 615 mm w SB Wolin do 698 mm w SB Storkowo, a następnie malała, od 660 mm w SB Puszcza Borecka do 595 mm w SB Wigry. Zmniejszanie się ilości opadów jest także widoczne w transekcie południkowym Niżu Polskiego: od SB Storkowo (698 mm) do SB Koniczynka (543 mm) i SB Kampinos (534 mm). W Stacjach Bazowych leżących dalej na południe, zanotowane wyższe opady są efektem ich położenia w obszarach górskich, np. w 868 mm w SB Szymbark. Na warunki termiczne i opadowe w eksperymentalnych zlewniach ZMŚP wpływają także czynniki lokalne, jak między innymi położenie nad poziom morza (np. w SB Święty Krzyż w Górach Świętokrzyskich i SB Szymbark w Beskidzie Niskim) czy też bliskie sąsiedztwo dużych zbiorników wodnych (np. SB Wolin nad Bałtykiem).

Na sezonową dynamikę obiegu wody w zlewniach ZMŚP w największym stopniu wpływają uwarunkowania meteorologiczne, między innymi ujęte w postaci liczby dni charakterystycznych pod względem termiczno-opadowym (*Tab. 5.1.3*). Najwięcej dni upalnych (T_{max}>30°C) odnotowano w centralnej i południowo-wschodniej Polsce; np. w: SB Roztocze 15 dni, SB Kampinos 13 i SB Szymbark 10. Znaczna ilość upalnych dni w tych stacjach generuje wysokie parowanie terenowe i pogarsza warunki retencji wody w zlewniach. Najmniej dni upalnych wystąpiło w północnej części Polski (np. w: SB Puszcza Borecka 3, SB Wolin 4, SB Storkowo 5), a także w SB Święty Krzyż, gdzie zaznacza się oddziaływanie wysokości i eksponowania obszaru zlewni (1 dzień). Na mniejszą liczbę dni upalnych, oprócz uwarunkowań pogodowych, wpływa tam powierzchniowa dominacja lasów, które łagodzą ekstrema termiczne. Ilość dni mroźnych (T_{max}<0°C) oraz dni bardzo mroźnych (T_{min}<-10°C) wskazuje głównie na wpływy mas powietrza pochodzenia oceanicznego i kontynentalnego w poszczególnych Stacjach Bazowych. Przykładowo, w SB Wolin jest to 6 dni bardzo mroźnych, a w SB Wigry 26 (*Tab. 5.1.3*). Warunki termiczno-opadowe zmieniają się w poszczególnych latach. Ostatni okres to lata ciepłe. I tak na przykład w 2015 roku zanotowano bardzo małą ilość dni z przymrozkiem, a zwłaszcza mroźnych. Opady atmosferyczne w poszczególnych zlewniach badawczych charakteryzują się zróżnicowaną frekwencją i na ogół niską wydajnością (*Tab. 5.1.3*). Stwierdzono częstość występowania opadów, od 150 dni/rok w SB Wolin do 183 dni/rok w SB Szymbark. Zdecydowanie najbardziej

wydajne opady występują w SB Szymbark, a najmniej wydajne w Polsce środkowej (SB Kampinos, SB Koniczynka), północno-wschodniej (SB Wigry) i południowo-wschodniej (SB Roztocze). Stwierdzono dużą zmienność warunków opadowych w poszczególnych latach i kilkuletnich okresach. W 2015 roku rejestrowano opady o niskiej frekwencji, jak i bardzo małej wydajności.

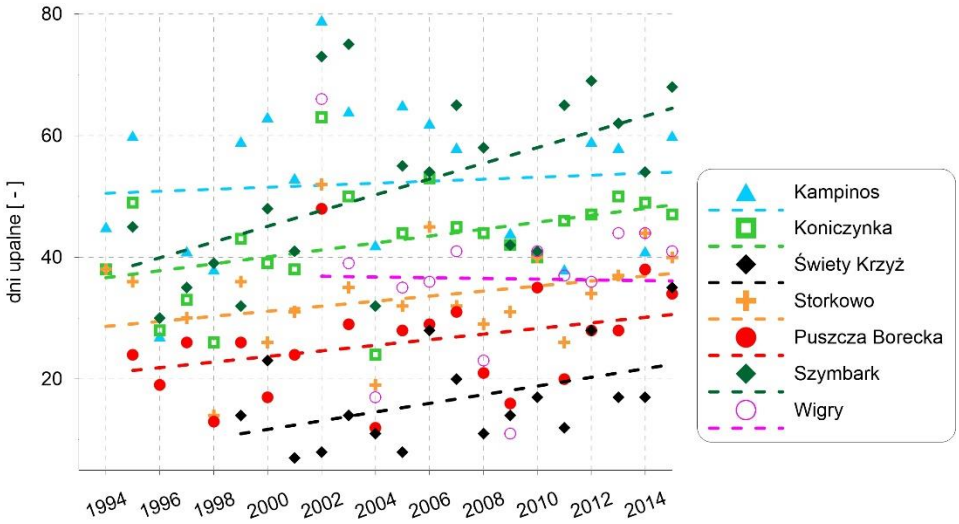
Tab. 5.1.3. Średnia roczna ilość dni charakterystycznych temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w wieloleciu 1994-2015

Element pogody	Wolin 2009-2015	Storkowo 1994-2015	Puszcza Borecka 1994-2015	Wigry 2002-2015	Koniczynka 1994-2015	Kampinos 1994-2015	Święty Krzyż 1999-20115	Roztocze 2012-2015	Szymbark 1995-2015
dni bardzo upalne Tmax >35°C	0	0	0	0	0	1	0	0	0
dni upalne Tmax >30°C	4	5	3	6	8	13	1	15	10
dni gorące Tmax >25°C	24	33	26	37	43	52	17	51	52
dni przymrozkowe Tmin < 0°C	67	116	121	126	94	113	116	120	108
dni mroźne Tmax < 0°C	26	28	49	49	33	35	64	37	32
dni bardzo mroźne Tmin < -10°C	6	14	24	26	15	22	15	16	18
dni z opadem ≥0,1 mm	150	168	174	170	179	137	155	168	183
dni z opadem ≥1,0 mm	102	120	117	108	96	89	107	104	120
dni z opadem ≥10,0 mm	16	17	16	14	12	13	18	18	25
max opad dobowy [mm]	74,0	71,6	86,4	62,6	64,0	76,3	75,6	46,1	107,0

Mała wydajność opadów przy wysokiej termice powietrza i dużym parowaniu terenowym powodowały spadek zasobów wód powierzchniowych i podziemnych. Pod tym względem szczególnie niekorzystna sytuacja wystąpiła w Polsce północno-wschodniej, gdzie opadów o sumie dobowej ≥10 mm było bardzo mało; w SB Wigry i SB Kampinos 8 przypadków, a w SB Koniczynka 9. Pod względem struktury opadów atmosferycznych względnie najbardziej korzystna sytuacja (poza górskimi Stacjami Bazowymi) w 2015 roku była w Polsce północnej (od Wolina poprzez Storkowo po Puszczę Borecką), gdzie było

najwięcej opadów o sumie ≥10 mm. O złych warunkach pluwiometrycznych w 2015 roku świadczy także niska maksymalna wartość opadu dobowego, gdyż w żadnej Stacji Bazowej nie była ona wyższa niż 50 mm, zatem znacząco niższa od średniej wartości wieloletniej. Warunki śnieżne odgrywały w tym roku marginalną rolę w retencji wody w badanych zlewniach. Pokrywa śnieżna zalegała krótko (od 9 dni w SB Kampinos do 57 dni w SB Wigry) i miała małą maksymalną miąższość (od 3 cm w SB Kampinos do 32 cm w SB Wigry).

Tendencje zmian warunków termicznych i opadowych w reprezentatywnych zlewniach ZMŚP są nieistotne statystycznie (poza SB Szymbark dla temperatury powietrza). Można jednak zauważyć prawidłowość wzrostu średniej rocznej temperatury powietrza w wszystkich badanych zlewniach oraz nieregularność zmian opadów atmosferycznych. W niektórych zlewniach opady wykazują trend rosnący, a w innych malejący. Potwierdza to anizotropowość, nieciągłość przestrzenną opadów atmosferycznych (Stach 2009). Z kolei analiza ilości dni gorących (T_{max}>25°C) w wieloleciu wskazuje na wyraźną tendencję wzrostową, w części Stacji Bazowych istotną statystycznie (*Ryc. 5.1.2*, *Tab. 5.1.4*).



Ryc. 5.1.2. Przebieg zmian ilości dni gorących w poszczególnych latach, w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w wieloleciu 1994-2015 - analiza trendów

Klasyfikacja termiczno-opadowa pozwala zaklasyfikować interwały roczne pod względem klimatycznych właściwości dostawy i dalszego krążenia wody w zlewni (Szpikowski 2012, Tylkowski 2015). Do ilościowego określenia właściwości klimatycznych poszczególnych lat zastosowano powszechnie stosowaną klasyfikację termiczną Lorenc (1998) oraz klasyfikację opadową Kaczorowskiej (1962). Klasyfikacja opadowa potwierdza dużą zmienność

warunków opadowych w wszystkich Stacjach Bazowych w analizowanym wieloleciu (*Tab. 5.1.4*). Bardziej suchy okres przypadł na lata 2003-2006 (oprócz SB Wigry). Okres 2007-2012 charakteryzował się natomiast rocznymi opadami o sumie normalnej bądź wyższej od wartości normalnych, co sprzyjało odbudowie zasobów wodnych. Z kolei lata 2013 i 2014, pod względem opadowym, cechowały się bardzo dużym zróżnicowaniem przestrzennym. W 2015 roku w zdecydowanej większości stacji stwierdzono deficyt opadów atmosferycznych. Jedynie na północy kraju, w strefie nadmorskiej (SB Wolin), w SB Puszcza Borecka i na południu w strefie górskiej (SB Szymbark) był to rok normalny. Wskaźnik klasyfikacji termicznej przedstawia znaczną zmienność czasową i przestrzenną średniej rocznej temperatury powietrza (*Tab. 5.1.5*). Znaczne różnice termiczne w Stacjach Bazowych w poszczególnych latach są typowe dla przejściowego klimatu Polski.

Tab. 5.1.4. Analiza trendów wybranych parametrów termicznych Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w wieloleciu 1994-2015

Stacja Bazowa ZMŚP	Średnia temperatura roczna			Liczba dni gorących w roku		
	Z_{sk}	kierunek trendu	poziom istotności α	Z_{sk}	kierunek trendu	poziom istotności α
Storkowo	1,156	rosnący	0,248	1,272	rosnący	0,203
Puszcza Borecka	0,987	rosnący	0,324	1,878	rosnący	0,060
Wigry	0,931	rosnący	0,352	0,883	rosnący	0,377
Koniczynka	1,269	rosnący	0,204	**2,147**	**rosnący**	**0,032**
Kampinos	0,519	rosnący	0,604	0,091	brak	0,928
Święty Krzyż	1,401	rosnący	0,161	1,953	rosnący	0,051
Szymbark	**2,114**	**rosnący**	**0,035**	**2,481**	**rosnący**	**0,013**

Lata 1996-1998 prawie w wszystkich Stacjach Bazowych zakwalifikowano do chłodniejszych od normy. Z kolei wyjątkowe skumulowanie lat ciepłych wystąpiło w okresie 2007-2008. Od 2013 roku został odnotowany kolejny okres o podwyższonych warunkach cieplnych. Rok 2014, a zwłaszcza 2015, w wszystkich stacjach był rokiem cieplejszym od wartości normalnej. Taka sytuacja w ostatnich 2 latach świadczy o dominacji czynnika kontynentalizmu klimatu nad oceanizmem klimatycznym. Na właściwości cieplne stwierdzone w 2015 roku nie mały większego wpływu uwarunkowania lokalne, jak między innymi wysokość położenia zlewni nad poziom morza i odległość zlewni od morza. W nawiązaniu do obiegu i retencji wody w zlewniach badawczych szczególnie niekorzystna sytuacja występuje wówczas, gdy zdarzają się lata

ciepłe i suche. Przykładem takiej sytuacji może być 2015 rok w SB Koniczynka i SB Roztocze, anomalnie ciepły, co odzwierciedliło się w wysokim parowaniu i niskiej retencji wody. Podobne warunki wystąpiły w innych regionach kraju: w Polsce północno-wschodniej (SB Puszcza Borecka, SB Wigry), w strefie górskiej (SB Szymbark), na wybrzeżu (SB Wolin), w SB Święty Krzyż, jak i w SB Storkowo i SB Kampinos (*Tab. 5.1.5*).

Tab. 5.1.5. Roczna klasyfikacja opadowa w wieloleciu 1994-2015, dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Rok	Wolin	Storkowo	Puszcza Borecka	Wigry	Koniczynka	Kampinos	Święty Krzyż	Roztocze	Szymbark
1994									
1995									
1996									
1997									
1998									
1999									
2000									
2001									
2002									
2003									
2004									
2005									
2006									
2007									
2008									
2009									
2010									
2011									
2012									
2013									
2014									
2015									

dla lat <90% 90%-110% >110%

Tab. 5.1.6. Roczna klasyfikacja termiczna w wieloleciu 1994-2015, dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Rok	Wolin	Storkowo	Puszcza Borecka	Wigry	Koniczynka	Kampinos	Święty Krzyż	Roztocze	Szymbark
1994		normalny	lekko chłodny		lekko ciepły	normalny	normalny		ciepły
1995		lekko ciepły	lekko chłodny		lekko chłodny	normalny	normalny		normalny
1996		ekstremalnie chłodny	anomalnie chłodny		bardzo chłodny	ekstremalnie chłodny	ekstremalnie chłodny		bardzo chłodny
1997		chłodny	chłodny		lekko chłodny	chłodny	chłodny		chłodny
1998		normalny	lekko chłodny		lekko chłodny	normalny	normalny		normalny
1999		normalny	lekko ciepły		ciepły	normalny	normalny		normalny
2000		lekko ciepły	bardzo ciepły		bardzo ciepły	normalny	normalny		ciepły
2001		normalny	normalny		lekko chłodny	lekko ciepły	lekko ciepły		normalny
2002		lekko ciepły	ciepły	ciepły	ciepły	normalny	normalny		ciepły
2003		chłodny	normalny	normalny	lekko chłodny	lekko chłodny	lekko chłodny		chłodny
2004		normalny	normalny	normalny	lekko chłodny	normalny	lekko chłodny		normalny
2005		normalny	normalny	normalny	lekko ciepły	normalny	lekko ciepły		normalny
2006		normalny	normalny	normalny	lekko ciepły	normalny	normalny		normalny
2007		bardzo ciepły	ciepły	ciepły	bardzo ciepły	ciepły	bardzo ciepły		ciepły
2008		lekko ciepły	ciepły	ciepły	bardzo ciepły	lekko ciepły	lekko ciepły		bardzo ciepły
2009	normalny	normalny	normalny	normalny	lekko ciepły	normalny	lekko ciepły		ciepły
2010	normalny	lekko chłodny	chłodny	normalny	lekko chłodny	normalny	lekko ciepły		normalny
2011	normalny	normalny	normalny	lekko ciepły	ciepły	normalny	lekko ciepły		ciepły
2012	normalny	normalny	lekko chłodny	normalny	lekko ciepły	normalny	normalny	normalny	lekko ciepły
2013	normalny	ciepły	normalny	lekko ciepły	lekko ciepły	normalny	normalny	normalny	lekko ciepły
2014	bardzo ciepły	ciepły	ciepły	ciepły	bardzo ciepły	lekko ciepły	bardzo ciepły	bardzo ciepły	anomalnie ciepły
2015	ciepły	lekko ciepły	bardzo ciepły	bardzo ciepły	anomalnie ciepły	lekko ciepły	ciepły	anomalnie ciepły	bardzo ciepły

ekstremalnie ciepły
anomalnie ciepły
bardzo ciepły
ciepły
lekko ciepły
normalny
lekko chłodny
chłodny
bardzo chłodny
anomalnie chłodny
ekstremalnie chłodny

BILANS WODNY

Charakterystykę zmiany zasobów pierwszego poziomu wód podziemnych o zwierciadle swobodnym, w zlewniach badawczych ZMŚP prezentują dwa wskaźniki: miesięcznych zmian retencji R_M i zagrożenia niżówką hydrogeologiczną k_n. Wskaźniki te prezentują dynamikę zmian zasobów wód podziemnych, mających swobodny kontakt z infiltrującymi wodami opadowymi. Miesięczne wartości tych wskaźników są zależne od zasilania opadowego, ale nie

zawsze wykazują identyczne miesięczne zależności, gdyż w przypadku wód podziemnych duże znaczenie posiada litologia utworów strefy aeracji, decydująca o prędkości infiltracji wody. Ponadto duże znaczenie ma rodzaj użytkowania ziemi i pokrycia terenu w strefach alimentacji wód podziemnych. Przykładowo, w roku hydrologicznym 2015 wartości wskaźnika miesięcznych zmian retencji wykazały duże zróżnicowanie czasowe i przestrzenne. Najmniejszą dynamikę miesięczną zmian retencji stwierdzono w SB Wigry i SB Kampinos, gdzie przez cały rok hydrologiczny uśredniona wartość wskaźnik R_M mieściła się w przedziale „retencja bez zmian". W pozostałych zlewniach dynamika tego wskaźnika była większa, zwłaszcza w SB: Roztocze, Szymbark i Wolin. Analiza przebiegu wskaźnika zmian retencji w 2015 roku wykazała pogorszenie zasobów wód podziemnych, zwłaszcza w okresie od kwietnia do czerwca oraz w sierpniu i październiku. Pogorszenie warunków wodnych w okresie letnim wynikało z małej wydajności opadów w tym czasie oraz dużej frekwencji dni gorących wzmagających ewaporację i w konsekwencji ograniczenie infiltracji wody do warstw podziemnych. Z kolei spadek retencji w okresie jesiennym był spowodowany występowaniem suszy meteorologicznej w wrześniu i październiku. Generalnie przebieg wskaźnika retencji wód podziemnych potwierdził słaby stan ilościowy wód podziemnych badanych zlewni w 2015 roku (*Tab. 5.1.7*), co w konsekwencji prowadziło do możliwości wystąpienia zagrożenia niżówką hydrogeologiczną (*Tab. 5.1.8*). W roku hydrologicznym 2015 uśredniona wartość wskaźnika zagrożenia niżówką hydrogeologiczną wykazała mniejsze zróżnicowanie czasowo-przestrzenne niż wskaźnik miesięcznych zmian retencji. W rozkładzie przestrzennym stwierdzono wyraźną strefę zagrożenia i występowania płytkiej niżówki przez cały rok w młodoglacjalnych zlewniach Niżu Polskiego (SB: Wolin, Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry i Koniczynka). Zagrożenie wystąpienia płytkiej niżówki miało miejsce w półroczu letnim, zwłaszcza od czerwca do października. W SB Kampinos, w większości monitorowanych stanowisk wód podziemnych, nie było zagrożenia wystąpienia niżówki hydrogeologicznej. W Stacjach Bazowych w południowo-wschodniej Polsce (Roztocze, Szymbark) przez większość roku hydrologicznego, do czerwca, niżówka hydrogeologiczna nie występowała. Jednakże od sierpnia do października warunki hydrogeologiczne znacznie się pogorszyły, zwłaszcza w SB Roztocze, gdzie w wrześniu stwierdzono niżówkę głęboką (*Tab. 5.1.8*).

Niekorzystne warunki hydrogeologiczne, które w większości zlewni badawczych ZMŚP występowały w latach 2003, 2006, 2014-15, poprzez ograniczenie drenażu wód podziemnych przez systemy rzeczne i jeziorne miały swoje odzwierciedlenie w spadku zasobów wód powierzchniowych. Reakcja badanych geoekosystemów w postaci wpływu zasilania opadowego i podziemnego była widoczna w wodach powierzchniowych, zwłaszcza w wodach rzecznych stanowiących strefę odprowadzania wody z badanych zlewni.

Tab. 5.1.7. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji R_M dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w 2015 roku hydrologicznym

Stacja ZMŚP	R_M											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Wolin								**	**	**	**	
Storkowo	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Puszcza Borecka												
Wigry												
Koniczynka												
Kampinos												
Święty Krzyż	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Roztocze												
Szymbark												

spadek retencji — retencja bez zmian — wzrost retencji

** awaria sprzętu

* analiza niemożliwa z przyczyn metodycznych

Tab. 5.1.8. Wskaźnik zagrożenia niżówką hydrogeologiczną k_n dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w 2015 roku hydrologicznym

Stacja ZMŚP	k_n											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Wolin								**	**	**	**	
Storkowo												
Puszcza Borecka												
Wigry												
Koniczynka												
Kampinos												
Święty Krzyż	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Roztocze												
Szymbark												

wystąpienie głębokiej niżówki
wystąpienie płytkiej niżówki
zagrożenie pojawienia się niżówki
brak zagrożenia niżówką hydrogeologiczną

** awaria sprzętu

* analiza niemożliwa z przyczyn metodycznych

Miarą reakcji zlewni na dynamikę obiegu wody mogą być geoindykatory hydrologiczne w postaci współczynnika odpływu i wskaźnika odpływu jednostkowego – miesięcznego i maksymalnego (*Tab. 5.1.9*). W badanych zlewniach ZMŚP współczynnik odpływu przyjmował wartości od 0,04 w Wieńcu w SB Święty Krzyż do 0,39 w górnej Parsęcie (SB Storkowo). Miarą zasobności w wodę zlewni badawczych ZMŚP jest wskaźnik odpływu jednostkowego. Najwyższe średnie wartości osiąga on w górskiej zlewni Bystrzanki (8 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$) oraz na Pojezierzu Drawskim w zlewni górnej Parsęty (ponad

7 $dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$). Pozostałe zlewnie, a zwłaszcza potok Wieniec w Górach Świętokrzyskich, cechują się mniejszym odpływem. Miarą stabilności odpływu z zlewni może być relacja maksymalnego i minimalnego odpływu jednostkowego z zlewni. Pod tym względem największą stabilnością spośród zlewni ZMŚP cechuje się zlewnia Świerszcza na Roztoczu, o względnie niskim, lecz stabilnym zasilaniu podziemnym, a także zlewnia Lewińskiej Strugi na Wolinie, gdzie wyrównany odpływ jest zapewniony przez system rzeczno-jeziorny. Również zlewnia górnej Parsęty, zasilana w około 70% wodami podziemnymi, ma wyrównane odpływy. Natomiast Bystrzanka w Beskidzie Niskim odznacza się bardzo zróżnicowanymi odpływami, co jest charakterystyczne dla rzek górskich, w których reżimie istotne znaczenie mają wezbrania opadowe i roztopowe. W zlewniach Wieńca i Kanału Olszowieckiego, a w latach wyjątkowo suchych również w Strudze Toruńskiej, okresowo dochodzi do zaniku odpływu rzecznego. Świadczy to o ograniczonej więzi i braku hydrologicznego kontaktu systemu rzecznego z zasilającymi go wodami podziemnymi.

Tab. 5.1.9. Mediana miesięcznych wartości współczynnika odpływu i odpływu jednostkowego oraz ekstremalne dobowe odpływy jednostkowe dla wielolecia, w zlewniach Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja (rzeka)	Okres	Miesięczny współczynnik odpływu - mediana	Miesięczny odpływ jednostkowy - mediana	Maksymalny dobowy odpływ jednostkowy	Minimalny dobowy odpływ jednostkowy
	-	-	[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]		
Wolin (Lewińska Struga)	2009-2015	0,32	4,91	19,89	0,45
Storkowo (Parsęta)	1994-2015	0,39	7,26	75,12	0,39
Kampinos (Kanał Olszowiecki)	2005-2015	0,35	4,17	27,57	0,00
Święty Krzyż (Wieniec)	2005-2015	0,04	0,62	113,98	0,00
Roztocze (Świerszcz)	2012-2015	0,22	3,83	31,65	1,87
Szymbark (Bystrzanka)	1995-2015	0,37	8,04	896,83	0,04

Współczynnik miesięcznych przepływów w 2015 roku hydrologicznym wyraźnie odbiegał od współczynnika przepływów dla wartości średnich z wielolecia. Niskie opady w roku 2015, jak i w poprzednim roku spowodowały, że odpływy z wszystkich zlewni ZMŚP w całym roku były wyjątkowo niskie. Jedynie sporadycznie występowały wyższe przepływy miesięczne od wartości średnich z wielolecia i były to przypadki o niewielkim zasięgu przestrzennym oraz niewielkiej dynamice fluwialnej; np.: listopad w Czarnej Hańczy i Strudze Toruńskiej, styczeń w Świerszczu i Bystrzance, luty w Lewińskiej Strudze czy też

lipiec w Parsęcie. Trzy cieki, a mianowicie Kanał Olszowiecki, Struga Toruńska i Wieniec, w okresie letnim wyschły i współczynnik przepływu wynosił wtedy 0.

Jednym ze sposobów przedstawiania bilansu wodnego jest porównanie ilości wody, jaka dostaje się do zlewni, z wodą zatrzymaną w zlewni oraz ilością, jaka z niej odpływa w danym przedziale czasu (np. miesiąc, rok, wielolecie). Dla długich okresów i powierzchniowo dużych obszarów wprowadza się uogólnienia, pozwalające na uzyskanie skróconego bilansu wodnego, polegające na zestawieniu opadu atmosferycznego i odpływu powierzchniowego. W niniejszym opracowaniu skrócony bilans wody stanowi różnicę między roczną sumą opadów atmosferycznych P [mm] a roczną wysokości warstwy odpływu H_{pow} [mm]. Uzyskana wartość S z uproszczonego bilansu wodnego P=H+S wskazuje na ilość wody krążącej w geoekosystemach, która wynika zarówno z strat na parowanie E i odpływu podziemnego H_{pod}, jak i zysk wody w zlewni związany ze zmianami jej retencji ΔR. Określając uproszczony roczny bilans wodny w zlewniach ZMŚP wykorzystano wielkości średnie: P - średnią roczną wysokość opadu [mm], H - średnią roczną wielkość odpływu powierzchniowego [mm], S - średnią roczną wysokość strat bilansowych (parowanie, odpływ podziemny i zmiany retencji), tzw. deficyt odpływu [mm], (*Tab. 5.1.10*).

Tab. 5.1.10. Średnie roczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] oraz wartości skróconego bilansu wodnego [mm] dla wielolecia, w zlewniach Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja (zlewnia)	okres pomiarowy	P Opad atmosferyczny	H_{pow} Odpływ powierzchniowy	S Deficyt odpływu
		mm		
Wolin (Lewińska Struga)	2009-2015	616,5	180,2	436,3
Storkowo (Parsęta)	1994-2015	697,9	267,8	430,1
Święty Krzyż (Wieniec)	2005-2015	701,2	65,7	635,5
Roztocze (Świerszcz)	2012-2015	641,5	120,9	520,6
Szymbark (Bystrzanka)	1995-2015	867,5	399,8	467,7

Analiza uproszczonego bilansu wodnego dla wybranych zlewni, na podstawie danych wieloletnich (*Tab. 5.1.10*), wykazuje zróżnicowaną sytuację hydrologiczną. Największy deficyt odpływu wody występował w regionie wyżyn i gór, w SB: Święty Krzyż 636 mm, Roztocze 521 mm i Szymbark 468 mm. W tych geoekosystemach warunki dla retencji wody mogą być najbardziej sprzyjające wśród wszystkich badanych zlewni, jednak ostateczna ocena zależy od wielkości parowania, które w tej serii pomiarowej nie zostało uwzględnione. Straty na parowanie terenowe w latach ciepłych mogą wynosić około 380-400 mm rocznie

(Awłasiewicz 1953). Biorąc pod uwagę niskie opady roczne i znikomy odpływ powierzchniowy najgorsza sytuacja występowała w zlewniach Strugi Toruńskiej i Kanału Olszowieckiego. W tych zlewniach niski deficyt odpływu i wysokie parowanie terenowe skutkowały spadkiem zasobów wód podziemnych, a w dalszej kolejności zerwaniem więzi hydraulicznej z ciekami powierzchniowymi. W konsekwencji, niekiedy w okresach letnich (np. w 2015 r.) w Strudze Toruńskiej i Kanale Olszowieckim nie było odpływu fluwialnego.

Generalnie we wszystkich badanych zlewniach ZMŚP, przynajmniej okresowo, występują warunki sprzyjające naruszaniu zasobów wodnych podziemnych. Znajduje to swoje odzwierciedlenie w pogorszeniu jakości wód krążących w zlewniach.

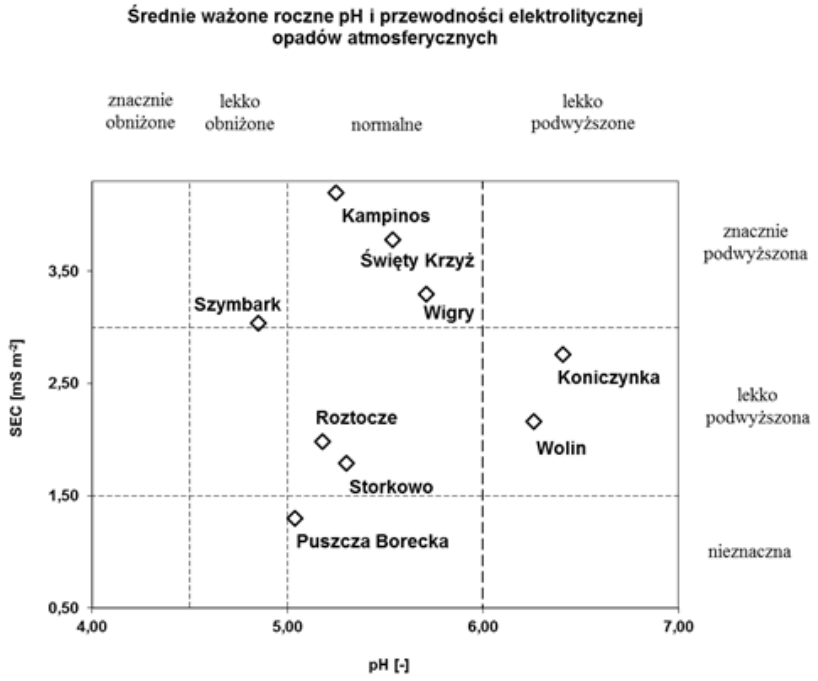
ZANIECZYSZCZENIE OPADÓW

W określeniu prawidłowości funkcjonowania geoekosystemów monitorowanych w programie ZMŚP jest istotne określenie stanu jakościowego tych etapów obiegu wody, które są związane z jej dostawą i odprowadzaniem z zlewni, czyli wód opadowych i rzecznych. Charakterystyka jakości opadów pozwala na określenie roli czynników allochtonicznych (zewnętrznych), które mogą kształtować dynamikę dostawy substancji rozpuszczonych w zlewniach badawczych ZMŚP. Z kolei analiza stężeń, a zwłaszcza ładunków substancji rozpuszczonych w wodach rzecznych, będących funkcją krążenia wody w zlewniach ZMŚP, umożliwia określenie ich roli i wpływu na geoekosystemy zewnętrzne, czyli znajdujące się poza eksperymentalnymi zlewniami ZMŚP. Analiza atmosferycznej dostawy ładunków substancji rozpuszczonych i ich odprowadzania rzecznego pozwala określić właściwości obiegu materii w zlewniach ZMŚP - za pomocą bilansu denudacyjnego.

Zastosowano geowskaźniki charakteryzujące jakościowe właściwości wód krążących w badanych zlewniach. Są to: klasyfikacja jakości pH/SEC opadów atmosferycznych, wskaźnik udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu opadów, bilans jonów denudacyjnych i biogennych.

Opady atmosferyczne cechują się przeważnie niskim stężeniem substancji rozpuszczonych i obniżonym odczynem. W zlewniach ZMŚP jest obserwowane wyraźne zróżnicowanie fizykochemicznych właściwości opadów atmosferycznych, które jest związane z zróżnicowanym czasowo-przestrzennym oddziaływaniem czynników naturalnych i zanieczyszczeń antropogenicznych. Wskaźnik pH/SEC opadów atmosferycznych został określony na podstawie tzw. klasyfikacji austriackiej dotyczącej jakości opadów atmosferycznych (Jansen i in. 1988). Ze względu na dużą przydatność do oceny odczynu i przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych został wprowadzony do obligatoryjnego stosowania w raportach Stacji Bazowych ZMŚP. Klasyfikacja pH/SEC ukazuje czasowe zróżnicowanie jakości wód opadowych (trendy

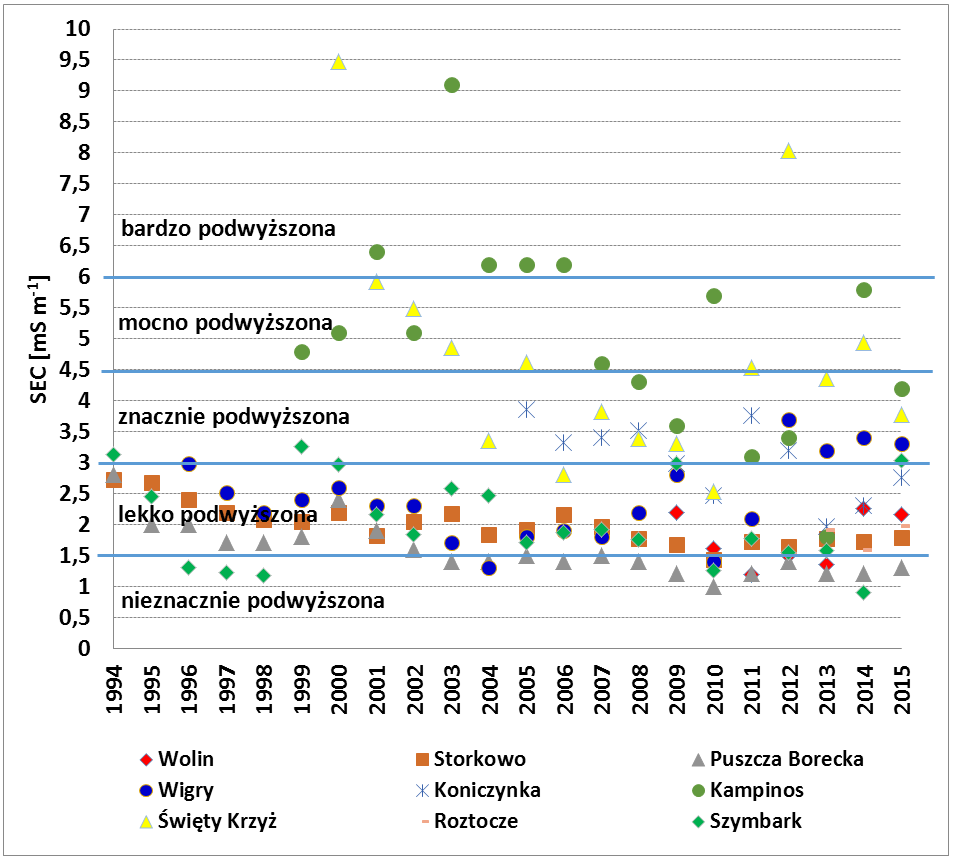
i tendencje) w zróżnicowanych geoekosystemach Polski. Przykład klasyfikacji pH/SEC opadów atmosferycznych dla roku 2015 przedstawia rycina 5.1.3.



Ryc. 5.1.3. Klasyfikacja pH i przewodności opadów atmosferycznych w 2015 roku, dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

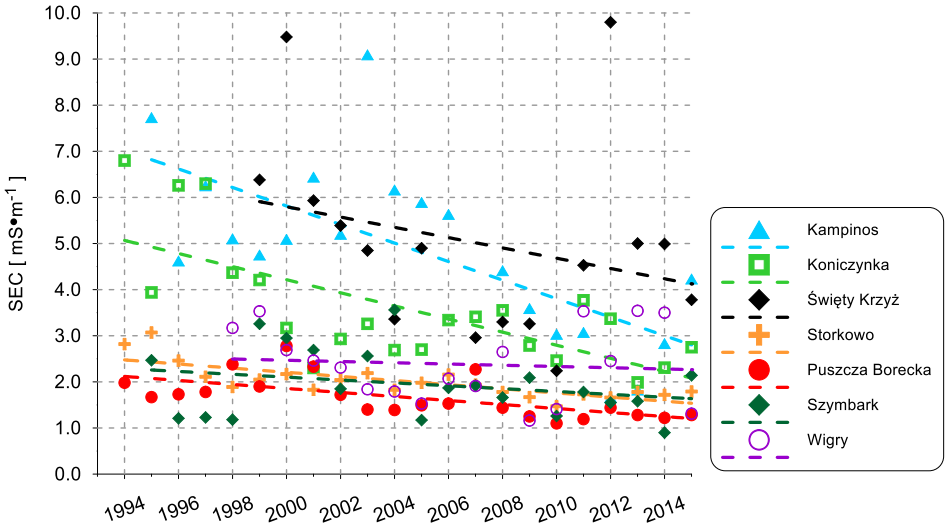
Wskaźnik klasyfikacji przewodności opadów atmosferycznych w 2015 roku hydrologicznym w zakresie średniej ważonej przewodności elektrolitycznej (*Ryc. 5.1.3*) charakteryzował się następującymi właściwościami: przewodność nieznaczna – SB Puszcza Borecka; przewodność lekko podwyższona – SB: Wolin, Storkowo, Koniczynka i Roztocze; przewodność znacznie podwyższona - SB: Szymbark, Święty Krzyż, Kampinos i Wigry.

Jakość opadów atmosferycznych w 2015 roku, pod względem wskaźnika SEC, w porównaniu z rokiem 2014 uległa poprawie, gdyż w żadnej zlewni nie stwierdzono przewodności mocno i bardzo podwyższonej. W 2014 roku wysoką mineralizację miały opady w SB Kampinos i SB Wigry. Jedynie opady w SB Szymbark pogorszyły swoją jakość, gdyż w 2015 roku ich SEC mieścił się w klasie przewodności znacznie podwyższonej (*Ryc. 5.1.4*).



Ryc. 5.1.4. Zmienność czasowa przewodności opadów atmosferycznych w wieloleciu 1994-2015, dla Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Wieloletni przebieg zmienności przewodności elektrolitycznej (*Ryc. 5.1.4*, *Ryc. 5.1.5*, *Tab. 5.1.11*) wskazuje na korzystny trend obniżania się stężenia substancji rozpuszczonych w wodach opadowych. Istotny statystycznie trend ($p<0,05$, test Mann-Kendalla) odnotowano jedynie w stacjach posiadających bardzo długie serie pomiarowe (1994-2015), jak SB: Storkowo, Puszcza Borecka, Koniczynka i Kampinos (*Ryc. 5.1.4*). Trend 10. letni spadku przewodności wynosi 0,52 $mS \cdot m^{-1}$ w SB Puszcza Borecka i 0,44 $mS \cdot m^{-1}$ w SB Storkowo.



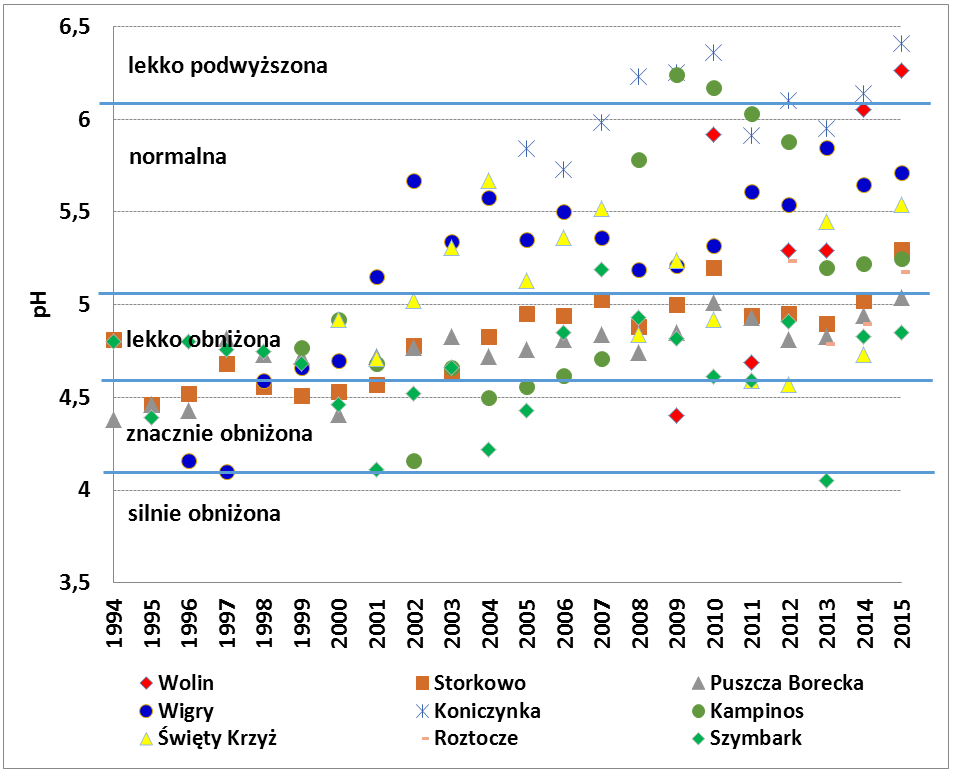
Ryc. 5.1.5. Przebieg zmian przewodności elektrolitycznej właściwej SEC opadów atmosferycznych, w zlewniach badawczych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego - analiza trendów w wieloleciu 1994-2015

Tab. 5.1.11. Analiza trendów zmian przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych w wieloleciu 1994-2015, w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja	ilość	średnia ważona ± SD	min - max	analiza trendu		
	-	$mS \cdot m^{-1}$		Z_{sk}	kierunek trendu	poziom istotności α
Storkowo	264	2,01±1,00	0,82 – 9,05	**-4,132**	**malejący**	**0,000**
Puszcza Borecka	260	1,64±0,87	0,70 – 7,97	**-3,439**	**malejący**	**0,000**
Wigry	204	2,23±1,35	0,28 – 7,95	-0,826	malejący	0,409
Koniczynka	259	3,48±2,03	0,95 – 15,26	**-2,904**	**malejący**	**0,004**
Kampinos	226	4,52±4,07	0,66 – 42,0	**-3,335**	**malejący**	**0,001**
Święty Krzyż	187	5,03±5,48	1,00 – 56,7	-1,513	malejący	0,130
Szymbark	251	1,91±1,18	0,28 – 7,14	-1,026	malejący	0,305

statystyki obliczone na podstawie danych miesięcznych, trendy – rocznych

Odczyn wód opadów atmosferycznych w 2015 roku uległ małej poprawie w porównaniu z rokiem 2014 (*Ryc. 5.1.6*). W pięciu stacjach opady zaliczono do klasy normalnej, a w czterech do klas przyległych, lekko obniżonej i lekko podwyższonej.

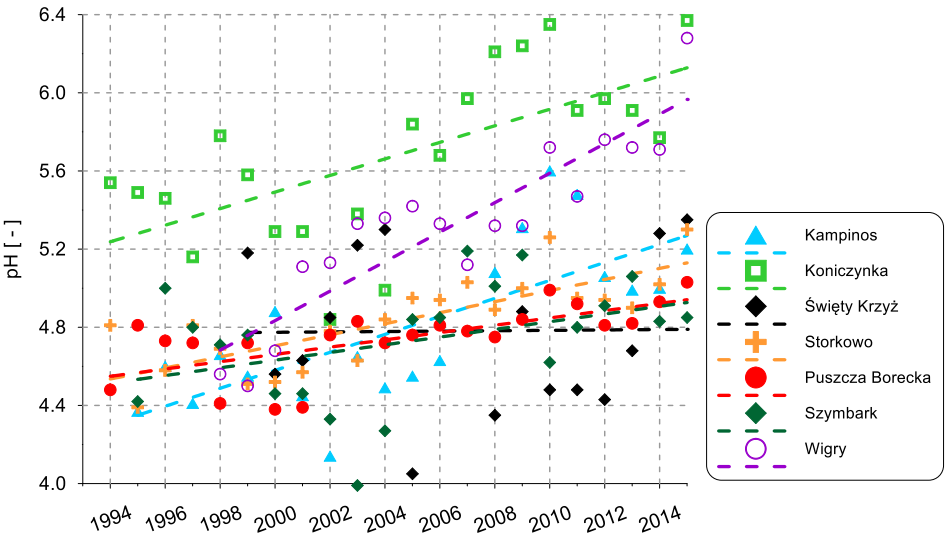


Ryc. 5.1.6. Zmienność czasowa pH opadów atmosferycznych w wieloleciu 1994-2015, w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Zmienność czasowa odczynu wód opadowych wykazuje korzystną tendencję do zmniejszania zakwaszania opadów - wzrostu wartości pH (*Ryc. 5.1.6*, *Ryc. 5.1.7*, *Tab. 5.1.12*). Istotny statystycznie trend poprawy jakości odczynu opadów ($p<0,05$, test Mann-Kendalla) odnotowano w SB: Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry, Koniczynka i Kampinos (*Ryc. 5.1.7*). Trend 10. letni spadku kwasowości pH wynosi dla: Wigier 0,73, Kampinosu 0,71, Koniczynki 0,40, Storkowa 0,30, a Puszczy Boreckiej 0,23.

Cechą charakterystyczną zmienności odczynu opadów w Polsce w ostatnich dwóch dekadach był znaczny spadek kwasowości opadów atmosferycznych. W Stacjach Bazowych Storkowo, Puszcza Borecka i Wigry odczyn opadów z poziomu charakterystycznego dla wód znacznie zakwaszonych utrzymywał się do lat 90. XX w. W XXI wieku odczyn wzrósł do lekko obniżonego lub normalnego. Pod względem czasowo-przestrzennym największy progres odczynu opadów odnotowano w SB Wigry i SB Kampinos, na co między innymi wpłynęła poprawa jakości powietrza atmosferycznego w aglomeracji warszawskiej. Natomiast nie można stwierdzić tendencji zmiany odczynu opadów w SB Święty Krzyż i SB Szymbark.

Zmiany zachodzące w chemizmie wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych upoważniają do wykorzystywania, jako wskaźnika kwasogennego, stężeń jonów azotanowych i siarczanowych. Obecność tych jonów może wskazywać na zmiany zachodzące w jakości powietrza atmosferycznego oraz opadów, co z kolei wywiera wpływ na jakość kolejnych etapów obiegu wody – wód podziemnych i powierzchniowych. Za kwasowość opadów atmosferycznych w około 60-70% odpowiada dwutlenek siarki, natomiast tlenki azotu za pozostałe 30-40% (Isidorow, Jaroszyńska 1998).



Ryc. 5.1.7. Przebieg zmian pH opadów atmosferycznych w wieloleciu 1994-2015, w zlewniach badawczych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego - analiza trendów

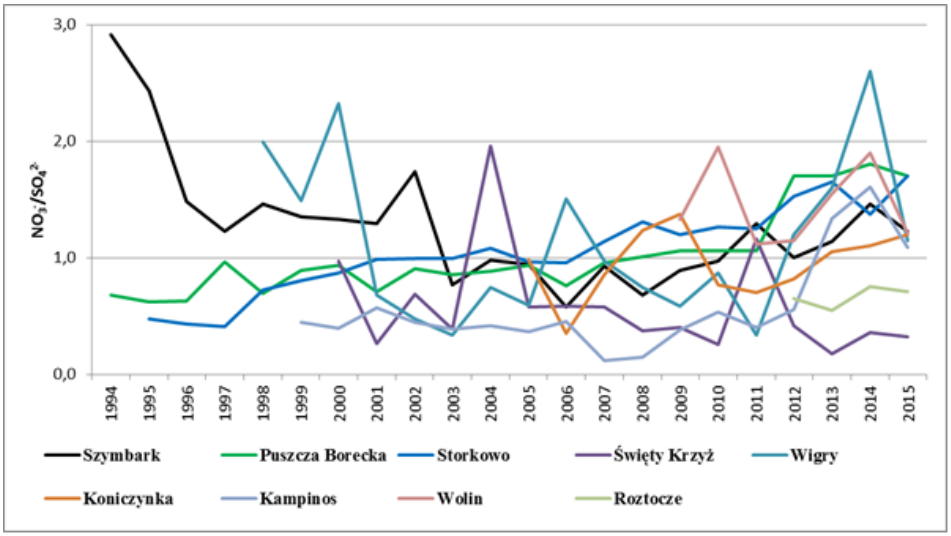
Zmienność czasowa wskaźnika udziału czynników kwasogennych dla Stacji Bazowych ZMŚP wykazuje w badanym wieloleciu 1994-2015 (*Ryc. 5.1.8*):

- wzrost udziału tlenków azotu w zakwaszaniu wód opadowych w SB Storkowo i SB Puszcza Borecka i dwutlenku siarki w SB Szymbark;
- przewagę NO_3 nad SO_2 w zakwaszaniu opadów w SB Storkowo w ostatnich 9 latach, a w SB Puszcza Borecka w ostatnich 8 latach;
- w 2015 roku większy udział NO_3 w zakwaszaniu opadów niż SO_2, w SB: Wolin, Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry, Koniczynka, Kampinos i Szymbark;
- oscylacyjne wahania zakwaszania opadów w Szymbarku. W latach 2003-2010 za zakwaszanie opadów decydowały siarczany, a w latach 1994-2002 i od 2011 roku – azotany;
- większy udział SO_2 w zakwaszaniu opadów w SB Roztocze i SB Święty Krzyż.

Tab. 5.1.12. Analiza trendów wybranych parametrów fizykochemicznych opadów atmosferycznych w wieloleciu 1994-2015, w zlewniach badawczych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja Bazowa ZMŚP	Zsk	kierunek trendu	poziom istotności α	Zsk	kierunek trendu	poziom istotności α
	pH			$S\text{-}SO_4^{2-}$		
Storkowo	**3,813**	**rosnący**	**0,000**	**-5,582**	**malejący**	**0,000**
Puszcza Borecka	**3,839**	**rosnący**	**0,000**	**-4,373**	**malejący**	**0,000**
Wigry	**4,131**	**rosnący**	**0,000**	**-2,282**	**malejący**	**0,022**
Koniczynka	**1,269**	**rosnący**	**0,204**	**2,147**	**rosnący**	**0,032**
Kampinos	**0,519**	**rosnący**	**0,604**	**0,091**	**brak**	**0,928**
Święty Krzyż	1,401	rosnący	0,161	1,953	rosnący	0,051
Szymbark	2,114	rosnący	0,035	**2,481**	**rosnący**	**0,013**
	$N\text{-}NO_3^-$			$N\text{-}NH_4^+$		
Storkowo	**-4,421**	**malejący**	**0,000**	**-4,117**	**malejący**	**0,000**
Puszcza Borecka	**-2,317**	**malejący**	**0,020**	**-2,298**	**malejący**	**0,022**
Wigry	-0,572	malejący	0,567	-2,668	malejący	0,008
Koniczynka	**2,345**	**rosnący**	**0,019**	**2,631**	**rosnący**	**0,009**
Kampinos	**-2,660**	**malejący**	**0,008**	**-2,304**	**malejący**	**0,021**
Święty Krzyż	-1,984	malejący	0,047	-0,808	malejący	0,419
Szymbark	-1,696	malejący	0,090	-1,905	malejący	0,057

Trendy obliczono na podstawie danych rocznych



Ryc. 5.1.8. Zmiany wskaźnika czynników kwasogennych w zakwaszaniu wód opadowych w wieloleciu 1994-2015, w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Wieloletnia zmienność wskaźnika udziału czynników kwasogennych ukazuje prawidłowość większej presji w zakwaszaniu opadów czynnika związanego z zanieczyszczeniami komunikacyjnymi (azotany) niż pochodzącymi ze spalania paliw kopalnych (siarczany).

BILANS DENUDACYJNY

Obieg materii rozpuszczonej w wodach zlewni jest odzwierciedleniem naturalnych procesów geomorfologicznych (jony denudacyjne: siarczany, chlorki, sód, magnez, wapń) oraz działalności antropogenicznej (dostawa zanieczyszczeń, np. biogenów: azotany, fosforany, potas). Dla określenia bilansu denudacyjnego substancji rozpuszczonych konieczne jest rozpoznanie warunków wodnych, ponieważ obieg wody w zlewni odgrywa podstawową rolę w przepływie materii (Kostrzewski, Pulina 1992; Grodzińska, Laskowski 1996; Mazurek 2000). Przy wyznaczaniu bilansu denudacyjnego zlewni w zakresie procesów denudacji chemicznej niezbędne jest określenie dopływu i odpływu ładunku substancji rozpuszczonych, będących funkcją ilości wody i stężenia substancji chemicznych (Michalska, Szpikowski 2000). Dopływ materii rozpuszczonej jest mierzony za pomocą ładunku substancji chemicznych wnoszonego poprzez wody opadowe (Szpikowska 2004). Odpływ natomiast jest analizowany za pomocą pomiarów ładunku substancji rozpuszczonych w cieku odwadniającym obszar zlewni, a ilość materii odpływającej w korycie rzecznym jest przybliżonym odbiciem aktualnych procesów zachodzących na obszarze zlewni (Froehlich 1982; Kostrzewski, Pulina 1992; Kostrzewski i in. 1995; Szpikowska, Tylkowski 2006; Tylkowski 2005). Bilans denudacyjny, uwzględniający bilans wodny i materii rozpuszczonej, stanowi syntetyczne odbicie zarówno ilościowych, jak i jakościowych cech obiegu wody w zlewni. Jako przykład, przedstawiono bilans jonowy zlewni rzecznych ZMŚP w 2015 roku z odniesieniem do wielolecia, który stanowi różnicę ładunku substancji rozpuszczonych wnoszonych z wodami opadowymi i odpływających w wodach rzecznych (*Tab. 5.1.13*). W bilansie denudacyjnym uwzględniono jony mierzone zarówno w wodach opadowych, jak i rzecznych. Uwzględniono jony, których głównym źródłem jest denudacja chemiczna (SO_4, Cl, Na, Mg, Ca) oraz dostawa biogeniczna (NO_3, NH_4, K). Analiza bilansu jonowego dla eksperymentalnych zlewni ZMŚP wykazała, że w ostatnich latach wystąpił dodatni budżet dla jonów pochodzenia biogenicznego i dostarczanych przez działalność człowieka poprzez nawożenie – NO_3, NH_4 i K. Pozostałe składniki chemiczne (jony denudacyjne), występujące w wodach krążących w zlewni, cechują się ujemnym bilansem.

Ujemny bilans jonów denudacyjnych jest efektem przewagi ługowania gleb, wietrzenia chemicznego i dalszego odprowadzania fluwialnego nad ich dostawą wraz z opadami atmosferycznymi. W poprzednich latach, w zlewniach o największej antropopresji, można było zauważyć ekstremalnie ujemny bilans jonów denudacyjnych. Zwiększony odpływ materii rozpuszczonej w tych

zlewniach jest związany z znacznym udziałem powierzchni o rolniczym użytkowaniu, które wpływają na szybsze odprowadzanie substancji rozpuszczonych ze zlewni; np. SB: Szymbark, Storkowo i Wigry. W zlewniach o dużym areale lasów (np. SB Wolin, SB Roztocze) znaczna ilość wody i ładunku substancji rozpuszczonych jest przechwytywana przez roślinność i obieg wody jest spowolniony, co powoduje, że bilans jonów denudacji chemicznej był względnie najniższy.

Tab. 5.1.13. Bilans jonów denudacyjnych i biogenicznych w 2015 roku, w zlewniach badawczych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja	Wolin	Storkowo	Wigry	Kampinos	Święty Krzyż	Roztocze	Szymbark
Składowe obiegu wody							
P – opad atmosferyczny [mm]	580,0	599,4	418,6	419,0	650,6	593,3	715,5
H – Odpływ rzeczny [mm]	175,8	199,4	160,7	39,7	14,2	76,9	199,9
P-H [mm]	404,2	400,0	257,9	379,3	636,4	516,4	515,6
Bilans jonów denudacyjnych [kg·ha^{-1}]							
SO_4^{2-}	-22,67	-45,03	-0,84	-1,90	2,79	6,29	-71,74
Cl^-	-16,56	-3,18	2,24	-2,19	1,67	1,50	-4,54
Ca^{2+}	-81,98	-94,55	-1,81	-29,46	2,83	-24,42	-81,48
Mg^{2+}	-8,20	-6,50	-2,33	-2,79	0,69	0,30	-12,38
Na^+	-9,05	-3,60	-3,25	-1,68	1,09	-0,30	-21,78
Suma JD	**-138,46**	**-152,82**	**-5,99**	**-38,01**	**9,07**	**-16,63**	**-191,92**
Bilans jonów biogennych [kg·ha^{-1}]							
NO_3^-	15,73	-11,39	4,14	1,93	0,16	16,62	7,16
NH_4^+	5,52	2,92	2,20	2,83	0,02	5,88	6,08
K^+	-1,59	-2,16	14,12	9,94	0,16	1,36	-6,36
Suma JB	**19,67**	**-10,61**	**20,46**	**14,70**	**0,34**	**23,86**	**6,88**
Bilans materii rozpuszczonej [kg·ha^{-1}]							
Suma JB+JD	**-118,8**	**-163,43**	**14,47**	**-23,31**	**9,41**	**7,23**	**-185,04**

Dla jonów biogenicznych, w poprzednich latach, ujemny bilans stwierdzono w zlewniach o znacznym udziale gruntów rolnych (SB: Koniczynka, Storkowo i Szymbark). Na ujemny bilans jonów potasowych w tych zlewniach wpływało przede wszystkim nadmierne wprowadzanie związków potasu wraz z nawozami rolniczymi oraz w mniejszym stopniu dopływ ścieków gospodarczych. Dodatni bilans biogenów występował zwłaszcza w zlewniach o znacznym udziale obszarów leśnych (np. SB Wolin i SB Roztocze). W tych zlewniach, nutrienty dostarczane z opadami atmosferycznymi były wykorzystywane w procesach

związanych z rozwojem roślin i w niewielkim stopniu były dostarczane do wód gruntowych i cieków.

W 2015 roku, sytuacja hydrometeorologiczna kształtująca bilans wodny i warunki obiegu wody oraz krążenia materii rozpuszczonej w eksperymentalnych zlewniach ZMŚP była wyjątkowa i odbiegała od prawidłowości zanotowanej w wieloleciu. W niektórych zlewniach niski odpływ rzeczny znacznie ograniczył ujemny bilans jonów denudacyjnych (Czarna Hańcza -5,99 kg·ha^{-1}, Świerszcz -16,63 kg·ha^{-1}). W zlewni SB Święty Krzyż (9,07 kg·ha^{-1}) roczna dostawa atmosferyczna jonów pochodzenia denudacyjnego przewyższyła ich odpływ fluwialny, co było sytuacją anormalną. W 2015 roku bilans jonów biogenicznych potwierdzał tendencję wieloletnią, gdzie w większości zlewni był dodatni (np. Lewińska Struga 19,67 kg·ha^{-1}, Bystrzanka 6,88 kg·ha^{-1}). Najniższe wartości całkowitego bilansu materii rozpuszczonej (*Tab. 5.1.13*) stwierdzono w SB Wolin (118,8 kg·ha^{-1}) i SB Storkowo (163,43 kg·ha^{-1}), a także w zlewni Bystrzanki w SB Szymbark (185,04 kg·ha^{-1}). W tych stacjach, w 2015 roku, obieg energii (wody) i materii (substancji rozpuszczonych) był najmniej zaburzony w odniesieniu do prawidłowości z wielolecia. Odmienna, anormalna sytuacja wystąpiła w SB Roztocze (7,23 kg·ha^{-1}) i SB Wigry (14,47 kg·ha^{-1}), gdzie całkowity bilans obiegu materii był dodatni. Dodatni bilans materii rozpuszczonej w SB Święty Krzyż (9,41 kg·ha^{-1}) był natomiast skutkiem ekstremalnie niskiego odpływu rzecznego, związanego z budową geologiczną i głęboką infiltracją wód opadowych. W 2015 roku, dodatni bilans jonowy występował także w zlewni Strugi Toruńskiej (SB Koniczynka), kiedy przez prawie 3 miesiące nie było odpływu rzecznego.

Analiza bilansu denudacyjnego dla badanych zlewni rzecznych ZMŚP może być dobrym wskaźnikiem antropogenicznej presji, zwłaszcza indykatorem nadmiernego wprowadzania biogenów (z nawozami i ściekami bytowymi) do środowiska przyrodniczego.

SEZONY WEGETACYJNE

Zróżnicowanie warunków środowiskowych zlewni badawczych ZMŚP znajduje swoje odbicie w długości okresu wegetacyjnego i okresu intensywnej wegetacji (*Tab. 5.1.14*). Najdłużej sezon wegetacyjny trwa w SB Wolin (239 dni), a najkrócej w SB Wigry (205 dni). Podobnie jest z długością okresu intensywnej wegetacji, który najdłużej trwa w SB Wolin (172 dni), a najkrócej w SB Wigry (158 dni). Długość sezonu wegetacyjnego, a także jego początek i koniec, również długość okresu intensywnej wegetacji, zmieniają się w poszczególnych latach wielolecia.

Tab. 5.1.14. Sezon wegetacyjny w wieloleciu 1994-2015, w Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Stacja	Sezon wegetacyjny			Okres intensywnej wegetacji		
	początek	koniec	liczba dni	początek	koniec	liczba dni
Wolin	28 marca	21 listopada	239	21 kwietnia	9 października	172
Storkowo	31 marca	4 listopada	221	23 kwietnia	4 października	165
Puszcza Borecka	11 kwietnia	1 listopada	205	23 kwietnia	29 września	160
Wigry	10 kwietnia	28 października	202	26 kwietnia	30 września	158
Koniczynka	29 marca	7 listopada	224	22 kwietnia	9 października	171
Kampinos	28 marca	9 listopada	227	22 kwietnia	6 października	168
Święty Krzyż	30 marca	5 listopada	223	23 kwietnia	6 października	167
Roztocze	10 kwietnia	11 listopada	216	22 kwietnia	27 września	161
Szymbark	28 marca	10 listopada	228	23 kwietnia	9 października	170

W latach 1994-2015 nastąpiło wydłużenie sezonu wegetacyjnego, czyli okresu z średnią dobową temperaturą powietrza t≥5°. Tylkowski (2015) określił tempo wydłużania się okresu wegetacji na południowym wybrzeżu Bałtyku w Polsce, o 5,4 dni/10 lat w latach 1966-2009. Wykorzystał do tego dane klimatyczne pochodzące między innymi z posterunków meteorologicznych Dziwnów i Świnoujście, położonych w bliskim sąsiedztwie SB Wolin. Na tendencję wydłużania się sezonu wegetacyjnego wskazały również dane z SB Koniczynka (Kejna, Uscka 2003). W ciągu 20 lat sezon wegetacyjny w środkowym dorzeczu Strugi Toruńskiej wydłużył się o 37 dni. W SB Wigry, w latach 2002-2015 trwał przeciętnie 214 dni. W wieloleciu 1973-2001 wydłużał się w tempie 6 dni/10 lat. Okres intensywnej wegetacji (z średnią dobową temperaturą powietrza t>10°C) natomiast, w wieloleciu 1973-2015, wydłużał się 5 dni/10 lat (Krzysztofiak i in. 2017). Zmianom ulegały okresowe zjawiska fenologiczne. Obserwacje fenologiczne nie były przedmiotem monitoringu ZMŚP w latach 1994-2015, choć zdaniem Falińskiej (2004) są często stosowane w meteorologii i klimatologii, jako metoda pomocnicza. Były natomiast prowadzone przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, w ogólnopolskiej sieci fenologicznej, według jednolitej metodyki, jednak tylko do 1993 roku. Zostały ponowione w 2005 r., w znacznie węższym zakresie (Jabłońska 2014). Na podstawie danych uzyskanych na stanowiskach badawczych tej sieci Jabłońska (2014) określiła trendy zmian w fenologicznych porach roku, dla 30-lecia 1959-1990, badając fenologię wybranych, wskaźnikowych gatunków roślin. Pomocą w identyfikacji takich trendów mogą być wieloletnie serie obserwacyjno-pomiarowe z Stacji Bazowych ZMŚP.

METALE CIĘŻKIE W PLECHACH POROSTÓW

Przeprowadzona analiza aglomeracji metodą Warda, dla metali ciężkich zawartych w plechach porostu *Hypogymnia physodes*, pozwoliła wydzielić trzy (I-III) grupy zlewni ZMŚP (Jóźwiak 2015):

Grupa I - SB: Wolin, Puszcza Borecka i Storkowo. Porosty z tych stacji cechowały się najniższymi koncentracjami metali ciężkich. W 2015 roku, stacje te miały najlepszą jakość powietrza i opadów atmosferycznych.

Grupa II – SB: Wigry, Kampinos, Roztocze i Święty Krzyż. Koncentracje metali ciężkich, szczególnie cynku i żelaza, w porostach z tych stacji były wyższe niż w grupie I.

Grupa III – SB Koniczynka i SB Szymbark. W porostach stwierdzono najwyższe koncentracje metali ciężkich, zwłaszcza ołowiu, niklu, żelaza i cynku. Stężenie siarki w plechach *Hypogymnia physodes* były również najwyższe. Wynosiło 2,1 $mg \cdot kg^{-1}$ w SB Koniczynka i 1,6 $mg \cdot kg^{-1}$ w SB Szymbark.

Analiza stężenia siarki w porostach zebranych w obszarach zlewni ZMŚP w latach 2001-2015 wskazała na zmniejszenie stężenia siarki, co można wiązać z ogólną tendencją poprawy jakości powietrza i opadów w Polsce.

PRZYRODA OŻYWIONA

W powyższym rozdziale zostały przytoczone wyniki programu D1 Metale ciężkie i siarka w porostach, które świadczą o ogólnej poprawie jakości powietrza i opadów w Polsce. Drugim programem ZMŚP, którego rezultaty badawcze wskazują na podobny kierunek zmian w środowisku przyrodniczym, a równocześnie odzwierciedlają zmiany klimatyczne i warunki pogodowe, jest program K1 Uszkodzenia drzew i drzewostanów. Jest on realizowany o 7 lat dłużej (od 1994 r., rok rocznie) od programu D1 (rok rocznie w latach 2001-2014). W programie tym monitorowanymi bioindykatorami stanu środowiska przyrodniczego były główne składniki lasotwórczej dendroflory obszaru Polski.

We wszystkich eksperymentalnych zlewniach ZMŚP rok 2015 był znacznie cieplejszy i bardziej suchy niż średnio w wieloleciu 1994-2014. Na przykład, w SB Wigry zanotowano najniższy opad roczny (470,2 mm) i najwyższą średnią roczną temperaturą powietrza (8,4°C) w całym okresie badań (od 2002 roku). Osobniki świerka pospolitego *Picea albies* (L.) H. Karst., monitorowane w tej stacji w ramach wspomnianego Programu K1 (stanowisko K1_051), w 2015 roku zostały zakwalifikowane do 1 klasy uszkodzeń (ostrzegawczej), na podstawie stopnia defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego; podobnie też rok wcześniej. Świerki te tworzą drzewostan borealnej świerczyny bagiennej *Sphagno girgensohnii-Piceetum* Polak. 1962 (siedlisko przyrodnicze Natura 2000 o kodzie *91D0, priorytetowej ochrony), pokrywający glebę wykształconą z torfu, czyli podłoża o dużej retencji glebowej. Zgromadzone zasoby wody w podłożu prawdopodobnie były na tyle dla świerka wystarczające, że w okresie niskich

opadów atmosferycznych drzewa uległy uszkodzeniu jedynie w niskim stopniu. Dziesięć lat wcześniej stwierdzono, na podstawie wyników państwowego Monitoringu Lasów (Raport … 2007), że wśród krajowych gatunków iglastych najwyższym udziałem uszkodzonych drzew cechowała się jodła pospolita *Abies alba* Mill. (23,2% drzew o defoliacji >25%). Na powierzchni monitorowanej przez SB Święty Krzyż, w centralnej części Gór Świętokrzyskich, Jóźwiak i in. (2017) stwierdzili obumieranie starodrzewia siedliska przyrodniczego N2000-91P0, jakim był tam wyżynny jodłowy bór mieszany *Abietetum polonicum* (Dziub. 1928) Br.-Bl. et Vlieg. 1939. Za przyczynę tego stanu cytowani autorzy podali zakwaszenie ekosystemu leśnego, eksponowanego na lokalne oraz zdalne emisje przemysłowe i transportowe. W związku z wielkoobszarowym źródłem zakwaszenia, reakcję jodłowego boru mieszanego na skażone powietrze uznali za proces reprezentatywny dla wyżynnych obszarów centralnej Polski. Na Świętym Krzyżu, w latach 1994-2015, zarówno stężenie związków siarki, jak i azotu w powietrzu wykazało tendencję spadkową, większą w przypadku S-SO_2. Trend ten miał wyraz w obniżeniu stężenia siarki w plechach epifitycznego (nadrzewnego) gatunku porostu - pustułki pęcherzykowatej *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., monitorowanych w obszarze eksperymentalnej zlewni SB Święty Krzyż, w latach 2001-2015. Tendencja taka została również odnotowana w pozostałych Stacjach Bazowych ZMŚP, co można wiązać z poprawą jakości powietrza i opadów atmosferycznych w całej Polsce. Może to oznaczać polepszanie się warunków siedliskowych dla jodły pospolitej. O ile w roku 2006, na Stałych Powierzchniach Obserwacyjnych I rzędu – Monitoringu Leśnego (Raport … 2007), wśród gatunków iglastych jodła pospolita należała do grupy drzew o najwyższym wskaźniku uszkodzenia, o tyle w 2015 roku (Zajączkowski i in. 2016) pozycję tę zajął świerk pospolity, a jodła pospolita była najzdrowsza wśród gatunków iglastych. Cechowała się najwyższym udziałem drzew zdrowych (19,5%), niskim udziałem drzew uszkodzonych (15,3%, u świerka pospolitego 25,1%) i najniższą średnią defoliacją (20,0%). Wyniki monitoringu ZMŚP można więc uznać za zbieżne z wynikami Monitoringu Lasów (http://www.gios.gov.pl/monlas/index.html), który od 1989 roku jest prowadzony na stałych powierzchniach obserwacyjnych w różnych regionach kraju. Rokrocznie są na nich śledzone zmiany zdrowotnego stanu lasów i analizowane związki przyczynowo-skutkowe między tym stanem a biotycznymi i abiotycznymi uwarunkowaniami środowiskowymi. Pod względem metodycznym w pewnym stopniu monitoring ten jest podobny do programu ZMŚP K1 Uszkodzenia drzew i drzewostanów. Wyniki Monitoringu Leśnego dokumentują pogarszanie się zdrowotnego stanu drzewostanów świerkowych w rejonach górskich, obserwowane od kilkudziesięciu lat (Raport … 2007). Durło (2011) stwierdził, że obecna tendencja wzrostu średniej rocznej temperatury powietrza w Beskidzie Śląskim może spowodować przesunięcie granic pięter roślinno-klimatycznych o około 80 m w górę, a w przypadku scenariusza pesymistycznego nawet o 250

metrów. Trzeba tutaj przypomnieć (patrz rozdział Warunki klimatyczne i pogodowe), że tendencje zmian warunków termicznych i opadowych w reprezentatywnych zlewniach ZMŚP są nieistotne statystycznie, z wyjątkiem temperatury powietrza w Stacji Bazowej Szymbark. Jest jednak zauważalna prawidłowość wzrostu średniej rocznej temperatury powietrza w wszystkich eksperymentalnych zlewniach ZMŚP, a także nieregularność zmian opadów atmosferycznych. W niektórych zlewniach opady wykazują trend rosnący, w innych malejący. Ponadto część zlewni wskazuje na istotną statystycznie tendencję wzrostową ilości dni gorących (T_{max}>25°C) w wieloleciu. Stacja Bazowa Szymbark leży w Beskidzie Niskim. Beskid Niski, a także Beskid Śląski badany przez Durło (l.c.), leży w obszarze naturalnego zasięgu jodły pospolitej *Abies alba* i świerka pospolitego *Picea abies*. W tych pasmach górskich obydwa gatunki wchodzą w skład drzewostanów piętra pogórza (do 500 m n.p.m., wg Kondrackiego 2000) i regla dolnego (500-990 m n.p.m.). Tak więc w przedstawianej tutaj syntezie zmian w krajowych geoekosystemach można przytoczyć prognozy Durło (l.c.) odnoszące się do przesunięcia granic pięter roślinno-klimatycznych. Warto też przytoczyć wyniki rozważań Sochy i Durło (2012), którzy analizowali wpływ warunków klimatycznych na zasięg świerka pospolitego w Beskidzie Zachodnim, uwzględniając dwa scenariusze zmian klimatu. W scenariuszu zakładającym podwojenie stężenia CO_2 w atmosferze w 2050 roku (czego prognozowanym skutkiem może być wzrost średniej rocznej temperatury powietrza o ok. 2,7°C i zmniejszenie średniej rocznej sumy opadów atmosferycznych o blisko 70 mm), może nastąpić znaczne pogorszenie autekologicznych warunków świerka pospolitego, w strefie wysokościowej do 1000 m n.p.m. W scenariuszu dla 30% podwyższenia koncentracji CO_2 (wzrost temp. o ok. 0,7°C, utrzymanie bieżącego poziomu opadów przy niewielkim zmniejszeniu opadów w sezonie wegetacyjnym) optymalne warunki dla świerka pospolitego przypadałyby na strefę 850-1000 m n.p.m. W najnowszym raporcie o stanie lasów stwierdzono (Zajączkowski i in. 2016), że wśród gatunków iglastych najbardziej był poszkodowany świerk. Jego krajową populację cechował: niski udział osobników zdrowych (12,2%) i najwyższy uszkodzonych (25,1%) oraz najwyższą średnią defoliację (23%). Uznano, że za ten stan była odpowiedzialna susza w 2015 r. - długotrwałe, ekstremalnie wysokie temperatury powietrza połączone z brakiem opadów. Podobne warunki pogodowe wystąpiły w wszystkich eksperymentalnych zlewniach ZMŚP; rok 2015 był znacznie cieplejszy i bardziej suchy niż średnio w wieloleciu 1994-2014.

Eksperymentalne zlewnie ZMŚP leżą w granicach dziesięciu obszarów europejskiej sieci ekologicznej Natura 2000, w całości lub części. Jest to osiem obszarów specjalnej ochrony siedlisk przyrodniczych (OSO), idąc od północy: PLH320019 Wolin i Uznam, PLH200004 Ostoja Wigierska, PLH280016 Ostoja Borecka, PLH320007 Dorzecze Parsęty, PLH320009 Jeziora Szczecineckie, PLC140001 Puszcza Kampinoska, PLH260002 Łysogóry i PLH060017 Roztocze

Środkowe; a także dwa specjalne obszary ochrony ptaków (SOO) - PLB280006 Puszcza Borecka i PLB060012 Roztocze. Podstawowym źródłem danych na temat siedlisk przyrodniczych i gatunków N2000 występujących w granicach wymienionych obszarów są standardowe formularze danych dla tych obszarów, tzw. SDF (http://natura2000.gdos.gov.pl/wyszukiwarka-n2k), weryfikowane na podstawie planów zadań ochronnych. Jeśli nie ma takich planów, to formularze SDF informują jedynie o potencjalnej możliwości występowania siedliska przyrodniczego lub gatunku, w obszarze danej zlewni ZMŚP. Tylko jeden z dziesięciu wymienionych obszarów, a mianowicie PLH320009 Jeziora Szczecineckie, w niewielkiej części leżący w zlewni SB Storkowo, posiada zarządzenie regionalnego dyrektora ochrony środowiska, ustanawiające plan zadań ochronnych. Dokument ten nie zawiera jednak żadnych danych dotyczących lokalizacji stanowisk siedlisk przyrodniczych lub gatunków N2000 w obszarze monitorowanym przez SB Storkowo. Według SDF dla dziesięciu wymienionych obszarów N2000, w reprezentatywnych zlewniach ZMŚP może (potencjalnie) występować około 70 typów siedlisk przyrodniczych N2000, a także 10-130 gatunków fauny i flory N2000, z wymienionych w rozporządzeniu Ministra Środowiska z 2010 r. (Obwieszczenie … 2014). Jednym z zadań Państwowego Monitoringu Środowiska jest ocena stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków flory i fauny N2000 na stałych stanowiskach obserwacyjnych, a także ocena stanu obszarów N2000 (por. art. 112 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody; Ustawa … 2004). Informacje są gromadzone na potrzeby sprawozdawczości dotyczącej wdrażania Dyrektywy Rady 92/43/EWG, zgodnie z artykułem 17 tego dokumentu (Dyrektywa … 1992). „Naturowa" metodyka monitoringu, oprócz cech dotyczących stanu populacji gatunków i siedlisk przyrodniczych uwzględnia analizę przewidywanych oddziaływań czynników naturalnych i antropogenicznych, kluczowych dla właściwego stanu ochrony (np. Makomaska-Juchiewicz 2010; Perzanowska 2010; Mróz 2012). Oznacza to, że w ocenie stanu i interpretacji tego stanu, dla około 70 siedlisk przyrodniczych N2000 oraz 10-130 gatunków N2000 mogących występować w eksperymentalnych zlewniach ZMŚP, wybitne zastosowanie mają wyniki monitoringu prowadzonego w tych zlewniach przez Stacje Bazowe ZMŚP; wyniki zarówno programów podstawowych, jak i specjalistycznych. Oznacza to również, że stanowiska monitoringu siedlisk przyrodniczych oraz gatunków flory i fauny N2000 powinny być, w pierwszej kolejności, lokalizowane w obszarach eksperymentalnych zlewni ZMŚP. I tak na przykład, w Stacji Bazowej Wigry Program J2 Struktura i dynamika szaty roślinnej (powierzchnie stałe) jest realizowany na stanowisku założonym w granicach biochory grądu *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* Tracz. 1962, w siedlisku przyrodniczym N2000 o kodzie 9170, w sztucznym drzewostanie świerkowo-sosnowym w wieku 106 lat (w 2015 r.). Odnotowanym skutkiem degeneracji fitocenozy grądu z powodu pinetyzacji (uprawy iglaków), na tej powierzchni (J2-014) jest widoczne

borowienie runa, czyli wkraczanie gatunków charakterystycznych z klasy *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939. Na stanowisku J2-015, w borze bagiennym *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929 (N2000-*91D0, priorytetowej ochrony) stwierdzono usychanie sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. W 2005 roku, na 151 zinwentaryzowanych sosen 27 było obumarłych, o 6 więcej niż w 1998 roku. Sześcioletni okres monitorowania torfowiska w rezerwacie przyrody „Ostoja Bobrów Stary Folwark", na 6-u stanowiskach w płatach roślinności torfowiskowej z *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (Nordhagen 1936) R. Tx. 1937 (N2000-7140), pozwolił wskazać kierunek fitocenotycznych zmian w procesie zarastania mszarów. Na jednym z tych stanowisk stwierdzono 16 nowych osobników brzozy niskiej *Betula humilis* Schrank, będącej reliktem glacjalnym. Trend obserwowany na torfowisku jest ważną wskazówką dla ekspertów wykonujących programy kompensacji przyrodniczej, w tym dla przedsięwzięć inwestycyjnych zagrażających przedmiotom ochrony w obszarach N2000. Przykładem może być tutaj przeniesienie (w 2003 r.), z doliny Rospudy k. Augustowa (wówczas jedynego w Polsce stanowiska) w obszar wigierskiej zlewni eksperymentalnej ZMŚP, siedmiu osobników miodokwiatu krzyżowego *Herminium monorchis* (L.) R. Br., w Polsce krytycznie zagrożonego. Innym przykładem długoterminowego monitorowania siedliska przyrodniczego N2000 (od 1998 r., przez SB Puszcza Borecka), jest eutroficzne jezioro Łękuk, z roślinnością wodną z *Nymphaeion* Oberd. 1957 oraz *Potamion pectinati* (W. Koch 1926) Görs 1977, co oznacza, że jest monitorowane siedlisko przyrodnicze N2000-3150. Został udokumentowany trend zmian w przestrzennej strukturze roślinności, świadczący o postępującej eutrofizacji wód (starzeniu się akwenu), jak między innymi ustępowanie wodnej roślinności z klasy *Potametea* R. Tx. et Prsg. 1942 ex Oberd. 1957, a także powierzchniowy wzrost ziemnowodnych szuwarów z klasy *Phragmitetea australis* (Klika in Klika et Novák 1941) R. Tx. et Prsg 1942 oraz łąkowych ziołorośli z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* R. Tx. 1937 em. 1970. W SB Puszcza Borecka, od 1997 roku jest monitorowany grąd *Stellario holosteae-Carpinetum betuli* Oberd. 1957 (N2000-9160). Wiatrołom, jaki miał miejsce w 2002 roku i wycięcie kilku drzew spowodowały wzrost bogactwa i różnorodności roślin w latach 2003 i 2005, w stosunku do stanu w 1997 roku. Pojawiły się gatunki z klas *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg et R. Tx. in R. Tx. 1950 oraz *Epilobietea angustifolii* R. Tx. et Prsg 1950 in R. Tx. 1950. Równocześnie spadła liczba gatunków reprezentatywnych dla grądu N2000-9160. W SB Kampinos, w wyniku podwyższenia wilgotności gleby i zaprzestania koszenia, zmieniła się świeża łąka rajgrasowa - zespół *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. 1919 ex Scherr. 1925 (N2000-6510), monitorowana od 1994 roku (Ferchmin 2007). W 2004 roku, po dziesięciu latach była już zbiorowiskiem z przewagą wilgociolubnych gatunków z rzędu *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926 nad gatunkami świeżych łąk z rzędu *Arrhenatheretalia* Pawł. 1928. Na zwiększenie retencji wody zareagował też, bujnym rozrostem warstwy mszystej, las łęgowy z związku *Alno-Ulmion* Br.-Bl.

et R. Tx. 1943 (N2000-91F0). Wskutek wtórnego zwiększenia wilgotności względnej powietrza, w psammofilnych murawach z klasy *Koelerio-Corynephoretea* Klika in Klika et Novák 1941 (N2000-2330), wykształconych na wydmowych piaskach, wydatnie rozwinęła się warstwa mchów. W tym samym czasie (1994-2004) przekształciły się zmiennowilgotne łąki łęgowe, w fitocenozy torfowiskowe, z powodu wtórnego zabagnienia gleb, a w wyniku wtórnej sukcesji biocenotycznej (zarastania) duże obszary trwałych użytków zielonych przeobraziły się bądź to w łozowska zespołu *Salicetum pentandro-cinereae* (Almq. 1929) Pass. 1961 (po czym w olsy - zespół *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Górn. (1975) 1987), bądź w drzewostany nawiązujące do łęgu *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952, siedliska przyrodniczego N2000-*91E0, priorytetowej ochrony.

TENDENCJE ZMIAN ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO W OPARCIU O ANALIZĘ WYBRANYCH GEOEKOSYSTEMÓW POLSKI

W latach 1994-2015 programy ZMŚP były realizowane w Stacjach Bazowych, których rozmieszczenie częściowo odzwierciedla geoekosystemowe zróżnicowanie krajobrazu Polski. Funkcjonowanie zlewni ZMŚP, które są traktowane jako reprezentatywne dla danej strefy krajobrazowej, zależało od czynników naturalnych (jak dostawa i obieg wody, stężenie i ładunek substancji rozpuszczonych), a także antropogenicznych. W młodoglacjalnej strefie nizinnej monitorowano środowisko przyrodnicze pięciu zlewni o odmiennych, lokalnych uwarunkowaniach ekofizjograficznych. Na stan geoekosystemów w SB Wolin w dużym stopniu wpływała obecność Bałtyku (m. in. na atmosferyczną dostawę ładunku substancji rozpuszczonych, zwłaszcza w aerozoli morskich). Stacje Bazowe: Storkowo, Puszcza Borecka i Wigry monitorują zlewnie o względnie niskiej antropopresji, silnie kontrastujące ze zlewnią SB Koniczynka, reprezentującą zmeliorowany obszar poddawany silnej presji rolniczej.

W minionym 20-letnim okresie 1994-2015, o stanie i funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego geoekosystemów monitorowanych przez ZMŚP decydowało ich położenie w strefach krajobrazowo-ekologicznych, a zwłaszcza w umiarkowanej strefie morfoklimatycznej, w której o przemianach środowiska przyrodniczego w największym stopniu decyduje dynamika obiegu wody i materii rozpuszczonej. Charakter funkcjonowania określał ładunek zanieczyszczeń dostarczony wraz z mokrą depozycją atmosferyczną. Dużo większą mineralizację opadów notowano w SB Święty Krzyż i SB Kampinos. O ile SB Święty Krzyż od wielu lat należy do obszarów o znacznym zanieczyszczeniu opadów atmosferycznych, to podwyższona mineralizacja opadów w SB Kampinos była głównie rezultatem niskich rocznych sum opadów, niskiego natężenia opadów i najwyższego wśród badanych zlewni zanieczyszczenia powietrza (SO_2 8,3 $\mu g \cdot m^{-3}$ i NO_2 25,6 $\mu g \cdot m^{-3}$). Dla Stacji zlokalizowanej w sąsiedztwie dużej aglomeracji miejskiej (SB Kampinos) czy eksponowanej na zanieczyszczenia napływające z terenów uprzemysłowionych (SB Święty Krzyż), względnie

najwyższą wartość depozycji atmosferycznej należy łączyć z zanieczyszczeniami antropogenicznymi. Do znacznie podwyższonej klasy mineralizacji opadów zaliczono także opady w SB Szymbark i SB Wigry. W pozostałych zlewniach przewodność opadów atmosferycznych mieści się na ogół w klasach o mineralizacji lekko (SB: Koniczynka, Storkowo, Wolin i Roztocze) i nieznacznie podwyższonej (SB Puszcza Borecka). Należy podkreślić pozytywną tendencję stabilizacji bądź obniżenia mineralizacji opadów atmosferycznych w większości eksperymentalnych zlewni. Wieloletnia seria danych potwierdza tendencję do zwiększania roli tlenków azotu w zakwaszaniu opadów atmosferycznych. Obecnie, taka sytuacja występuje w siedmiu Stacjach Bazowych leżących w centralnej i północnej Polsce. Jedynie w dwóch stacjach (Święty Krzyż i Roztocze) o zakwaszeniu opadów decyduje głównie stężenie dwutlenku siarki. Powyższa prawidłowość odzwierciedla sytuację większego wpływu siarczanów na zakwaszenie opadów w strefie wyżyn Polski (SB: Święty Krzyż, Roztocze), których źródłem jest zwłaszcza spalanie paliw kopalnych (główne źródło wzrostu stężenia SO_2). Natomiast w strefie nizinnej (SB: Wolin, Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry, Koniczynka, Kampinos) o zakwaszeniu opadów decydują głównie zanieczyszczenia komunikacyjne (m. in. NO_2).

W oparciu o wybrane wskaźniki fizykochemiczne można stwierdzić, że jakość wód rzecznych nie ulega pogorszeniu. Obecnie, większość badanych cieków posiada jakość bardzo dobrą (5 cieków: Lewińska Struga, Czarna Hańcza, Kanał Olszowiecki, Świerszcz i Bystrzanka) i dobrą (górna Parsęta i Wieniec). Stanem poniżej dobrego (III-V klasa) cechuje się jedynie Struga Toruńska. O obniżeniu jakości wody w tym cieku, w profilu Koniczynka, do klasy poniżej dobrego stanu, zadecydowały podwyższone wartości stężenia azotanów, pochodzenia rolniczego. O dość dobrym stanie jakości monitorowanych wód rzecznych może świadczyć brak zagrożenia wzmożoną eutrofizacją – poza górną Parsętą i Strugą Toruńską. Ocena jakości wody czterech monitorowanych jezior (Gardno – SB Wolin, Czarne – zlewnia górnej Parsęty, Kamionkowskie – Pojezierze Chełmińskie i Łękuk w Puszczy Boreckiej), pod względem przewodności elektrolitycznej i stężenia tlenu rozpuszczonego, pozwoliła zaliczyć wymienione jeziora do grupy zbiorników o najlepszej klasie jakości wody.

W wodach podziemnych i powierzchniowych nie stwierdzono istotnej tendencji do spadku stężeń związków azotu, co może oznaczać, że stanowią one potencjalne zagrożenie wzmożoną eutrofizacją. Wieloletnie badania ilościowe i jakościowe wód zlewni rzecznych i jeziornych ZMŚP potwierdzają tendencję do obniżenia stężenia jonów siarczanowych. Sytuacja taka przede wszystkim jest związana z spadkiem stężenia SO_2 w powietrzu i opadach atmosferycznych. Jeszcze w latach 1994-1999 stężenie dwutlenku siarki było od 3 do 5 razy wyższe niż w latach 2007-2015 (Skotak i in. 2015). W przypadku NO_2 taka tendencja nie występowała, co potwierdza obecnie większą rolę w kształtowaniu jakości

powietrza atmosferycznego zanieczyszczeń komunikacyjnych, a nie przemysłowych.

W latach 1994-2015, w obszarach eksperymentalnych zlewni ZMŚP, nastąpiły zmiany w użytkowaniu ziemi i pokryciu terenu, zwłaszcza w krajobrazach rolniczych. Urban (2009) podał, że w kraju, w latach 1946-2007, udział łąk zwiększył się z 11,7% krajowych użytków rolnych w 1946 r. do 15,4% w 2007 roku. Była to tendencja wzrostowa o względnie stałym charakterze. Duże zmiany zanotowane po 2004 roku Urban (l.c.) powiązał z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej i związaną z tym możliwością korzystania z dopłat bezpośrednich do gruntów rolnych. Stwierdzony przez cytowanego autora spadek udziału gruntów ornych z jednoczesnym wzrostem areału trwałych użytków zielonych, przy równoczesnym braku wyraźnego zwiększenia pogłowia hodowlanych zwierząt trawożernych, jest przejawem ekstensyfikacji produkcji rolnej. Zwiększenie powierzchni łąk zostało stwierdzone w zlewni Dębnicy (lewobrzeżnego dopływu Parsęty), w ostatnim 35-leciu, na podstawie kartowania terenowego w skali 1:10 000 i studiów porównawczych (Borysiak i in. 2014). Odbyło się ono kosztem gruntów ornych. W tym okresie duża część trwałych użytków zielonych na siedliskach olsowych i łęgowych uległa wtórnemu zabagnieniu z braku konserwacji systemów melioracyjnych i zarasta, wskutek zaniechania koszenia lub wypasu (wszczęcia wtórnej sukcesji biocenotycznej). W wielu miejscach wykształciły się fitocenozy związane z inicjalnymi fazami rozwoju ekosystemów leśnych olsowych lub łęgowych. Są przesłanki, by przypuszczać, że zanikowi gruntów ornych towarzyszył wzrost bogactwa i różnorodności roślin; na podstawie badań w zlewni Chwalimskiego Potoku (w SB Storkowo). Na powierzchni testowej Programu J2, do badań nad sukcesją biocenotyczną na gruncie porolnym, w ciągu 15 lat (1996-2010), łącznie stwierdzono 147 gatunków roślin naczyniowych, głównie rodzimych. Najmniejszą ich liczbę (69) zanotowano w 1996 roku, natomiast największą (92) w 2010. Zmniejszył się udział gatunków obcego pochodzenia; z dwunastu antropofitów w 1996 do 3-ch w 2016. Program rozpoczęto w 1996 roku, w szóstym sezonie wegetacyjnym od zaprzestania rolniczego użytkowania. Prawdopodobnie w pierwszym roku uwolnienia spod rolniczej presji liczba antropofitów była znacznie wyższa, zwłaszcza archeofitów. Grunty orne bowiem w otoczeniu powierzchni testowej J2, należące do indywidualnych producentów rolnych są ekstensywnie użytkowane, o czym świadczy bardzo duże ich zachwaszczenie z udziałem licznych archeofitów. Zostało to stwierdzone przez Borysiak (2015), w rolniczym krajobrazie przy osadzie Pustkowie, sąsiadującym z powierzchnią J2, przez drogę Storkowo – Nowy Chwalim. Na florę Pustkowia (75 ha) składało się 39 archeofitów, znalezionych w agrofitocenozach na siedliskach kilku jednostek potencjalnej roślinności naturalnej, podobnie jak w zlewni Chwalimskiego Potoku. Archeofity wystąpiły w fitocenozach sześciu zespołów segetalnych (chwastów towarzyszącym uprawom) z trzech związków

należących do klasy *Stellarietea mediae* R. Tx., Lohm. et Prsg in R. Tx. 1950, którymi były: *Panico-Setarion* Siss. in West. et al. 1946, *Scleranthion annui* (Krus. et Vlieg. 1939) Siss. et West. et al. 1946 I *Veronico-Euphorbion* Siss. 1942 ex Pass. 1964. Syntaksonomiczne zróżnicowanie roślinności polnej było tam wynikiem między innymi stosowania własnego materiału siewnego nie oczyszczonego z nasion chwastów, nawożenia organicznego i ograniczonego stosowania środków agrochemicznych. Pustkowie było wnętrzem krajobrazowym o bioróżnorodności roślinnej odpowiadającej ekstensywnemu sposobowi rolniczego użytkowania; bioróżnorodności bogatszej, niż na gruntach rolnictwa intensywnego (Tuck i in. 2014). Charakter podobny do dzisiejszego stanu Pustkowia mogła mieć zlewnia Chwalimskiego Potoku przed uwolnieniem jej spod rolniczej presji; przed rozpoczęciem monitoringu w 1996 roku. Różnice w bogactwie gatunkowym wynikające z intensywności rolniczego użytkowania przekładają się bezpośrednio na zróżnicowany poziom świadczeń ekosystemowych (Borysiak i in. 2014), które od 2015 roku są przedmiotem jednego z najmłodszych programów ZMŚP, a mianowicie R1 Ocena usług geoekosystemów. Podobny kierunek zmian w wyniku zaprzestania rolniczego użytkowania gruntów ornych w zlewni Chwalimskiego Potoku, wyrażony obniżeniem stopnia synantropizacji flory i wzrostem naturalnego bogactwa gatunkowego został też na przykład zaobserwowany na gruncie porolnym na stałych powierzchniach badawczych w Białowieży – po 36 latach od zaniechania uprawy (Adamowski i Bomanowska 2010), jak również w Wielkopolskim Parku Narodowym – po 25 latach (Balcerkiewicz i Pawlak 2011). Zmiany w krajobrazach rolniczych korespondują z trendem stwierdzonym dla Polski przez Łowickiego i Mizgajskiego (2013). Są między innymi skutkiem transformacji ustrojowej zapoczątkowanej w rolnictwie w 1990 roku, po upadku gospodarki centralnie sterowanej. W wysokim stopniu bezpośrednią przyczyną zmian w użytkowaniu ziemi i pokryciu terenu jest wdrożenie dwóch kolejnych Programów rolno-środowiskowych, na lata 2004-2006 i lata 2007-2013, należących do działań Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich (Oś II), których celem jest poprawa środowiska naturalnego i obszarów wiejskich. Dalsze przemiany będą związane z obecnie wdrażanym, trzecim z kolei, działaniem PROW na lata 2014-2020, jakim jest Program rolno-środowiskowo-klimatyczny (Działanie … 2017). W przyszłości, trendy w przemianach środowiska przyrodniczego w krajobrazach rolniczych, stwierdzane na podstawie wyników obserwacji i pomiarów ZMŚP, będą interpretowane w świetle wymogów wspomnianych programów PROW, obowiązujących producentów rolnych realizujących takie programy w obszarach eksperymentalnych zlewni ZMŚP. Taki kierunek interpretacji wyników będzie szczególnie dotyczył tych eksperymentalnych zlewni, w których typy pokrycia terenu związane z rolniczym użytkowaniem ziemi mają znaczący udział powierzchniowy.

PODSUMOWANIE

Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego pełni rolę monitoringu naukowo-badawczego i w odróżnieniu od monitoringu specjalistycznego kompleksowo ocenia środowisko przyrodnicze, w oparciu o standaryzowane badania stacjonarne w zlewniach reprezentatywnych dla danej strefy krajobrazowej Polski. Głównym celem ZMŚP jest rejestracja i analiza krótko- i długookresowych zmian zachodzących w geoekosystemach pod wpływem zmian klimatu i antropopresji. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w odróżnieniu od monitoringu branżowego dostarcza kompleksowych informacji nie tylko w ramach wybranych programów pomiarowych, lecz przede wszystkim świadczy o związkach przyczynowo-skutkowych i rezultatach ich oddziaływania na środowisko przyrodnicze.

W oparciu o blisko 20-letni okres funkcjonowania ZMŚP można stwierdzić, że największe znaczenie na stan wybranych geoekosystemów Polski i ich zmienność wywierają czynniki antropogeniczne o zasięgu regionalnym (np. dostawa zanieczyszczeń atmosferycznych spoza eksperymentalnych zlewni ZMŚP) i lokalnym (np. zmiany w użytkowaniu ziemi i pokryciu terenu w obszarach zlewni). Uwarunkowania fizycznogeograficzne, jakie wynikają z geograficznego położenia zlewni ZMŚP w różnych strefach krajobrazowych Polski mogą mieć drugorzędne znaczenie dla funkcjonowania środowiska przyrodniczego. Jednakże w przypadku analizy niektórych geowskaźników, np. stężenia jonów pochodzenia morskiego (Cl^-, Na^+) i ich udziału w opadach atmosferycznych, jest możliwa regionalizacja jakości opadów atmosferycznych w transekcie południkowym i równoleżnikowym. Chlorkowo-sodowa regionalizacja opadów atmosferycznych wskazuje na nienaturalnie podwyższone stężenia jonów pochodzenia morskiego w pasie Pojezierzy (SB Wigry) i w strefie Wyżyn Polski (SB Święty Krzyż), czego przyczyną może być antropopresja.

Zagrożeniem dla funkcjonowania monitorowanych geoekosystemów są zarówno procesy naturalne (np. ekstremalne zdarzenia hydrometeorologiczne i geomorfologiczne), jak i antropogeniczne, związane z dostawą zanieczyszczeń. Na ogół nie stwierdzono istotnych zagrożeń dla funkcjonowania środowiska przyrodniczego badanych zlewni. Wśród zagrożeń antropogenicznych warto jednak zwrócić uwagę na kumulację zanieczyszczeń w zlewni SB Koniczynka, gdzie w wyniku ekstremalnie niskiego odpływu wody i prowadzenia działalności rolniczej (nawadnianie i nawożenie) stwierdzono wysokie skumulowanie związków biogennych (odmiennie niż w poprzednich latach). Wśród naturalnych zjawisk ekstremalnych, potencjalnie mogących przekształcić środowisko przyrodnicze monitorowanych geoekosystemów, można wymienić epizodyczne występowanie suszy meteorologicznej i hydrologicznej w całej Polsce, zwłaszcza w Polsce centralnej (SB Koniczynka i SB Kampinos). Jednakże w większości badanych zlewni fale upałów i okresów bezopadowych nie powodują drastycznych zmian w funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego.

Efektem takich zdarzeń może być między innymi zanik odpływu fluwialnego, stwierdzony w zlewni Strugi Toruńskiej i zlewni Kanału Olszowieckiego, jak również znaczne obniżenie odpływu rzecznego w Parsęcie, Świerszczu i Czarnej Hańczy, w 2015 roku. Stabilna sytuacja hydrologiczna występuje w Lewińskiej Strudze, gdzie system rzeczno-jeziorny zapewnia w miarę stabilny odpływ wód rzecznych. Dlatego w kontekście wpływu ekstremalnych zjawisk przyrodniczych na funkcjonowanie badanych zlewni bardzo istotne jest określenie bezwładności systemu oraz ocena stanu środowiska w czasie poprzedzającym występowania zjawisk ekstremalnych.

Dzięki zgromadzeniu w Centralnej Bazie Danych ZMŚP wyników długoterminowych, prawie 20-letnich obserwacji i pomiarów, można prognozować przyszłe zmiany środowiska przyrodniczego w badanych zlewniach. W 2017 roku, w raportach Stacji Bazowych ZMŚP, zostaną zamieszczone prognozy przygotowane na podstawie modelowania zmian w wybranych elementach środowiska przyrodniczego (za pomocą Soil and Water Assessment Tool – SWAT); m. in. w obiegu wody – opadów atmosferycznych i odpływu wody ze zlewni w kontekście transformacji składu chemicznego wód i migracji związków kwasotwórczych $S\text{-}SO_4$, $N\text{-}NO_3$ czy biogenów (związków azotu i fosforu). Przewidywanie przyszłych zmian w badanych zlewniach dotyczyć będzie jednolitych interwałów czasowych, np. za 10, 30 czy 50 lat.

W syntezach z wielolecia 1994-2015, opracowanych przez Stacje Bazowe ZMŚP, zostały przedstawione zmiany i tendencje tych zmian w przyrodzie ożywionej geoekosystemów monitorowanych w umiarkowanej strefie klimatycznej. Do głównych przyczyn zmian zostały zaliczone warunki pogodowe i klimatyczne oraz użytkowanie ziemi i pokrycie terenu. W przypadku rolniczego użytkowania ziemi za czynnik przeobrażający uznano postępującą intensyfikacją produkcji rolnej. Z drugiej natomiast strony wielokrotnie podkreślano całkowite zaniechanie uprawy roli, z czym wiązało się odwrócenie procesu synantropizacji flory w kierunku renaturyzacji szaty roślinnej. Wyniki realizowanych programów biologicznych udokumentowały bezpośredni wpływ tych przyczyn na dynamikę niektórych strukturalnych elementów przyrody ożywionej, przede wszystkim na florę naczyniową i zbiorowiska roślinne. W przypadku porzucenia uprawy wpływ ten ujawnił się wszczęciem procesu wtórnej sukcesji biocenotycznej, która w licznych fragmentach eksperymentalnych zlewni osiągnęła ostatnie stadia sukcesji, a mianowicie zaroślowe lub inicjalnych postaci ekosystemów leśnych. Powodem braku uprawy często było wtórne zabagnienie gruntów ornych lub trwałych użytków zielonych. Stwierdzona znaczna zmienność temperatury i opadu atmosferycznego z roku na rok i w przebiegu rocznym została uznana za przyczynę okresowych, fluktuacyjnych zmian w strukturze fauny, flory i roślinności. Temperatura i opad atmosferyczny, dwa parametry klimatyczne głównie odpowiedzialne za geograficzne zróżnicowanie fauny i flory, generalnie nie wykazały statystycznie istotnego trendu do wzrostu. Zauważono jednak

wzrost średniej rocznej temperatury powietrza i związane z tym skutki, równocześnie powiązane z niskim opadami, jak między innymi osłabienie żywotności świerka pospolitego na glebach innych niż torfowe o dużej zdolności do retencjonowania wody, przekształcanie mszarów torfowiskowych w ekosystemy zaroślowe i leśne, lądowienie jezior wskutek eutrofizacji i wydłużenie sezonu wegetacyjnego. Wszystkie zmiany przekształcają bioróżnorodność na wszystkich podstawowych poziomach organizacji biosfery – populacyjnym, biocenotycznym i krajobrazowym. Seria pomiarów dłuższa niż 20-lecie 1994-2015 pozwoli bardziej szczegółowo określić trendy zmian w przyrodzie ożywionej geoekosystemów umiarkowanej strefy klimatycznej, monitorowanych przez Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego.

LITERATURA

Awłasiewicz W., 1953. Sposób badania odpływu rzek przy pomocy mapy parowania. Gospodarka Wodna 13: 202-205.

Borysiak J., 2015. The benefits of organic farming to spontaneous vascular flora biodiversity; West Pomerania (Poland). Acta Agrobotanica 68: 217-232.

Borysiak J., 2017a. Dynamika roślinności na stałej powierzchni badawczej w zlewni Różanego Strumienia w Poznaniu. W: M. Kejna, J. Uscka-Kowalkowska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie środowiska przyrodniczego Polski w warunkach globalnych zmian klimatu 31: 145-151.

Borysiak J., 2017b. Mezotroficzny charakter roślinności jeziora Czarnego w zlewni górnej Parsęty (Pojezierze Drawskie). W: M. Kejna, J. Uscka-Kowalkowska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie środowiska przyrodniczego Polski w warunkach globalnych zmian klimatu 31: 153-158.

Borysiak J., Czyryca P., 2017. Bioróżnorodność roślinna zanikającego ramienicowego jeziora Gardno na Wolinie (Pomorze Zachodnie). W: A. Kostrzewski, M. Winowski (red.), Geoekosystem Wybrzeży Morskich 3. Monitoring funkcjonowania i przemian wybrzeży morskich w warunkach zmian klimatu i narastającej antropopresji, Poznań-Biała Góra: 101-107.

Borysiak J., Czyryca P., Kostrzewski A., Tylkowski J., Winowski M., 2017. Związek bioróżnorodności flory naczyniowej z morfodynamiką wybrzeża klifowego Wyspy Wolin. W: A. Kostrzewski, M. Winowski (red.), Geoekosystem Wybrzeży Morskich 3. Monitoring funkcjonowania i przemian wybrzeży morskich w warunkach zmian klimatu i narastającej antropopresji, Poznań-Biała Góra: 108-118.

Borysiak J., Mazurek M., Zwoliński Z., 2014. Land cover and ecosystem services changes in agricultural landscapes of the Dębnica catchment (West Pomerania, Poland). Ekonomia i Środowisko 4: 205-220.

Celka Z., Chmiel J., Jackowiak B., 2017. Sukcesja szaty roślinnej na siedlisku acydofilnej dąbrowy *Calamagrostio-Quercetum* na gruntach porolnych (Stacja ZMŚP Storkowo, Pomorze Środkowe). W: A. Kostrzewski (red.), Stan i przemiany środowiska przyrodniczego reprezentatywnych geoekosystemów Polski w latach 1994-2014 w oparciu o realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego.

Danielczyk M., Krzysztofiak A., Krzysztofiak L., Mackiewicz A., Romański M., 2017. Stan i przemiany środowiska przyrodniczego wybranych geoekosystemów w strukturach krajobrazowych Polski – Stacja Bazowa ZMŚP Wigry. W: A. Kostrzewski (red.), Stan i przemiany środowiska przyrodniczego reprezentatywnych geoekosystemów Polski w latach 1994-2014 w oparciu o realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego.

Durło G., 2011. Możliwości adaptacji drzewostanów świerkowych do zmieniających się warunków klimatycznych w Beskidzie Śląskim. Prace i Studia Geograficzne 47: 227-236.

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory. Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L 206/7. 22.7.92 http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/ALL/?uri=CELEX:31992L0043

Działanie rolno-środowiskowo-klimatyczne. 2017. http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2014-2020/Instrumenty-wsparcia-PROW-2014-2020/Dzialanie-rolno-srodowiskowo-klimatyczne

Falińska K., 2004. Ekologia Roślin. PWN, Warszawa.

Faliński J.B., 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Vademecum Geobotanicum. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

Ferchmin M., 2007. Monitoring roślinności na Stacji Bazowej „Pożary" w KPN w latach 1994-2004. W: A. Kostrzewski, A. Andrzejewska (red.), Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 127-142.

Froehlich W., 1982. Mechanizm transportu fluwialnego i dostawy zwietrzelin w górskiej zlewni fliszowej. Prace Geograficzne IGiPZ PAN 143.

Grodzińska K., Laskowski R., 1996. Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska Południowa). Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Informacja na temat realizacji PROW 2007-2013. 2012. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa. http://www.minrol.gov.pl/Wsparcie-rolnictwa/Program-Rozwoju-Obszarow-Wiejskich-2007-2013/Dokumenty-analizy-raporty/Analizy-i-raporty

Isidorow W., Jaroszyńska J., 1998. Chemiczne problemy ekologii, Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok.

Jabłońska K., 2014. Wpływ zmian klimatu na fenologię wybranych gatunków roślin wskaźnikowych w Polsce. Praca doktorska, Wydział Biologii, Uniwersytet Warszawski. http://www.depotuw.ceon.pl

Jansen W., Block A., Knaack J., 1988. Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki. Aura 4: 18-19.

Jóźwiak M.A., 2015. Ocena zanieczyszczenia powietrza na podstawie zawartości siarki i metali ciężkich w porostach w 2015 roku. Sprawozdanie z realizacji I etapu umowy nr 18/2015/F pt. „Realizacja programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego – nadzór merytoryczny oraz prowadzenie pomiarów w latach 2015-2017", Kielce. (mskr).

Jóźwiak M., Jóźwiak M.A., Kozłowski R., Szwed M., 2017. Stan i przemiany środowiska przyrodniczego wybranych geoekosystemów w strukturach krajobrazowych Polski – Stacja Bazowa ZMŚP Święty Krzyż. W: A. Kostrzewski (red.). Stan i przemiany środowiska przyrodniczego reprezentatywnych geoekosystemów Polski w latach 1994-2014 w oparciu o realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego.

Kaczorowska Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Prace Geograficzne IG PAN 33.

Kejna M., Uscka J., 2003. Termiczne pory roku w Koniczynce w latach 1994-2001. W: W. Bochenek, E. Gil (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 96-103.

Kondracki J., 2000. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.

Kostrzewski A., 2003. Obieg wody i jego wpływ na powstanie i funkcjonowanie struktur krajobrazowych strefy młodoglacjalnej (Polska północno-zachodnia, Pomorze Zachodnie). W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych 3: 17-20.

Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Kostrzewski A., Mizgajski A., Stępniewska M., Tylkowski J., 2014. The use of Integrated Environmental Programme for ecosystem services assessment. Ekonomia i Środowisko 4: 94-101.

Kostrzewski A., Pulina M., (red.), 1992. Metody hydrochemiczne w geomorfologii dynamicznej. Wybrane problemy, UŚ, Katowice.

Kostrzewski A., Zwoliński Z., Winowski M., Tylkowski J., 2017. Zróżnicowanie przestrzenne i zmienność czasowa morfodynamiki wybrzeża klifowego wyspy Wolin w latach 1984-2016. W: A. Kostrzewski, M. Winowski (red.), Geoekosystem Wybrzeży Morskich 3. Monitoring funkcjonowania

i przemian wybrzeży morskich w warunkach zmian klimatu i narastającej antropopresji, Poznań-Biała Góra: 133-142.

Kruszyk R., (red.), 2006. Stan, przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994–2004 na podstawie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Lorenc H., 1998. Ocena stopnia realizacji programu „obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie zintegrowanego monitoringu środowiska" oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 113-119.

Łowicki D., Mizgajski A., 2013. Typology of physical-geographical regions in Poland in line with land-cover structure and its changes in the years 1990-2006. Geographia Polonica 86: 255-266.

Makomaska-Juchiewicz M., (red.), 2010. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. http://siedliska.gios.gov.pl/pl/publikacje/przewodniki-metodyczne

Mazurek M., 2000. Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw współczesnych procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie). Wyd. Nauk. UAM, Poznań.

Michalska G.M., Szpikowski J., 2000. Obieg wody w geoekosystemie zlewni górnej Parsęty w roku hydrologicznym 2005. Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych. Ossolineum, Wrocław. Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i środowisko", Z. Nauk. 25: 87-104.

Mizgajski A., Stępniewska M., 2012. Ecosystem services assessment for Poland – challenges and possible solutions. Ekonomia i Środowisko 2: 54-73.

Mróz W., (red.), 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. http://siedliska.gios.gov.pl/pl/publikacje/przewodniki-metodyczne

Obwieszczenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska 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. 2014, poz. 1713.

Perzanowska J., 2010. Monitoring gatunków roślin. Przewodnik metodyczny. Cz. I. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa. http://siedliska.gios.gov.pl/pl/publikacje/przewodniki-metodyczne.

Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016-2020. 2015. Departament Monitoringu i Informacji o Środowisku. Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa. http://www.gios.gov.pl/pl/stan-srodowiska/pms

Program Państwowego Monitoringu Środowiska na rok 2006. 2005. Departament Monitoringu, Ocen i Prognoz. Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa. http://www.gios.gov.pl/pl/stan-srodowiska/pms

Raport o stanie lasów w Polsce 2006. 2007. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa. http://www.lasy.gov.pl

Roo-Zielińska E., 2015. Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa: 1-387.

Roo-Zielińska E., Solon J., Degórski M., 2007. Ocena stanu i przekształceń środowiska przyrodniczego na podstawie wskaźników geobotanicznych, krajobrazowych i glebowych (podstawy teoretyczne i przykłady zastosowań). Monografie 9, IGiPZ PAN, Warszawa.

Socha J., Durło G., 2012. How will climate change impact biomass increment by Norway spruce stands in Western Beskids, Folia Forestalia Polonica 54: 94-108.

Stach A., 2009. Analiza struktury przestrzennej i czasoprzestrzennej maksymalnych opadów dobowych w Polsce w latach 1956-1980. Wyd. Nauk. UAM, Poznań.

Starkel L., Gil E., (red.), 1994. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Szymbark (Karpaty Fliszowe). Szymbark. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 1-169.

Szpikowska G., 2004. Jakość i rola opadów atmosferycznych w systemie denudacyjnym zlewni młodoglacjalnej (Chwalimski Potok, górna Parsęta). W: M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Funkcjonowanie i monitoring geoekosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 167-176.

Szpikowska G., Tylkowski J., 2006. Denudation balance of the Upper Parsęta catchment in the years 2000-2004. Quaestiones Geographicae 25, A: 75-82.

Szpikowski J., 2012. Stan geoekosystemów Polski w roku 2011 na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (z wykorzystaniem wybranych geoindykatorów). http://zmsp.gios.gov.pl/wp-content/uploads/2013/11/raport_2011.pdf

Tuck S.L., Winqvist C., Mota F., Ahnström J., Turnbull L.A., Bengtsson J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. Journal of Applied Ecology 51: 746-755.

Tylkowski J., 2005. Sezony transportu fluwialnego górnej Parsęty jako odbicie funkcjonowania rzek Pobrzeża Bałtyku. W: Plejstoceńskie i holoceńskie przemiany środowiska przyrodniczego Polski, K. Borówka (red.), US, INoM, PTG, Szczecin: 58-62.

Tylkowski J., 2015. The variability of climatic vegetative seasons and thermal resources at the Polish Baltic Sea coastline in the context of potential composition of coastal forest communities. Baltic Forestry 21: 73-82.

Tylkowski J., 2016. Stan geoekosystemów Polski w roku 2015 na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. http://zmsp.gios.gov.pl/wp-content/uploads/2016/11/raport_2015.pdf

Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004.92.880) http://isap.sejm.gov.pl/DetailsServlet?id=WDU20040920880

Zajączkowski G., Jabłoński M., Jabłoński T., Małecka M., Kowalska A., Małachowska J., Piwnicki J., 2016. Raport o stanie lasów w Polsce 2015. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych. Warszawa. http://www.lasy.gov.pl