

POLITECHNIKA ŚLĄSKA
WYDZIAŁ INŻYNIERII ŚRODOWISKA I ENERGETYKI
KATEDRA INŻYNIERII WODY I ŚCIEKÓW
Dyscyplina: inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka



ROZPRAWA DOKTORSKA

**WYKORZYSTANIE NARZĘDZI INFORMATYCZNYCH
DSS DO BUDOWY ELEMENTÓW SYSTEMU
BEZPIECZEŃSTWA ZDROWOTNEGO WODY**

JAROSŁAW PACIEJ

PROMOTOR

prof. dr hab. inż. Izabela Zimoch

Gliwice 2023

Mojej rodzinie, bez której nie wszystko było by możliwe

Podziękowania

Pragnę podziękować Pani Promotor prof. dr hab. inż. Izabeli Zimoch za merytoryczną opiekę, wskazanie drogi rozwoju zawodowego, cierpliwość, wyrozumiałość, tolerancję

SPIS TREŚCI

1. Wprowadzenie	4
2. Przegląd literatury	9
2.1. Systemy GIS w przestrzennej analizie danych	9
2.2. Zarządzanie ryzykiem	25
2.3. System zapewnienie bezpieczeństwa wody, na podstawie legislacji krajowej.....	39
2.3.1. Kompetencja i zakres obowiązków wynikających z legislacji krajowej w zakresie dostaw wody do spożycia przez ludzi.....	39
2.3.2. Struktura kontroli urzędowej.....	41
2.3.3. Struktura kontroli wewnętrznej podmiotów realizujących zaopatrzenie w wodę.....	46
3. Teza, cel i zakres pracy	48
4. Model badawczy	51
4.1. Założenia modelu badawczego	51
4.1.1. Charakterystyka i procedury postępowania z danymi przestrzennymi.....	54
4.1.2. Zastosowanie analiz statystycznych w procedurach kategoryzacji danych.....	59
4.1.3. Metodyka badawcza	61
4.2. Parametry modelu badawczego WiMPAR	66
4.2.1. Parametr intensywności kontroli PIK.....	68
4.2.2. Parametr interwencji, skarg konsumentów PIC	72
4.2.3. Parametr powierzchni poligonu jednostkowego obszaru badawczego PPP	75
4.2.4. Parametr narażenia utraty bezpieczeństwa wody PUBW	80
4.2.5. Parametr interpolowanej struktury konsumentów wody PISK	95
4.2.6. Parametr niezawodności technicznej PNZT.....	97
4.2.7. Parametr obszarów priorytetowych POP	101
4.2.8. Wyznaczanie i klasyfikacja ryzyka	102
5. Przedmiot badań	105
6. Implementacja modelu WiMPAR	107
6.1. Parametr intensywności kontroli – PIK SZW Jaworzno	107
6.2. Parametr interwencji, skarg konsumentów – PIC SZW Jaworzno	109
6.3. Parametr powierzchni poligonu jednostkowego obszaru badawczego PPP SZW Jaworzno	109
6.4. Parametr utraty bezpieczeństwa wody PUBW SZW Jaworzno.....	111
6.5. Parametr interpolowanej struktury konsumentów wody PISK SZW Jaworzno	116
6.6. Parametr niezawodności technicznej PNZT SZW Jaworzno.....	118

6.7 Parametr obszarów priorytetowych POP SZW Jaworzno.....	120
6.8. Wyznaczanie i klasyfikacja ryzyka SZW Jaworzno	120
7. Dyskusja wyników.....	123
8. Podsumowanie	127
9. Kierunki badań.....	130
10. Bibliografia	132
11. Spis tabel.....	149
12. Spis rycin	153
13. Streszczenie w języku polskim	154
14. Streszczenie w języku angielskim	155
15. Załącznik	156

1. Wprowadzenie

Światowa Organizacja Zdrowia jednoznacznie definiuje pojęcie zdrowia publicznego, rozumianego jako zorganizowany wysiłek społeczeństwa na rzecz ochrony, promowania i przywracania ludziom zdrowia. Zatem rozwój i postęp cywilizacyjny jest determinowany dostępem do wody, która powinna być bezpieczna dla zdrowia. Obecnie, poziom rozwoju techniczno-technologicznego umożliwia szybki rozwój danego regionu, co jest możliwe również dzięki inwestycjom w infrastrukturę komunalną obejmującą, m.in. zaopatrzenie w wodę, odbiór ścieków, dostęp do energii elektrycznej, infrastrukturę drogową, dostęp do edukacji, czy też obiektów ochrony zdrowia. W toku rewolucji przemysłowej jednym z wyzwań rozwoju jednostek osadniczych była dostawa bezpiecznej wody, którą gwarantowały osiągnięcia postępu technicznego umożliwiające nie tylko uzdatnianie zanieczyszczonej wody, ale także jej transport na duże odległości, czy też magazynowanie wody. Z drugiej jednak strony ten sam postęp cywilizacyjny przyczynił się do znacznego zanieczyszczenia środowiska naturalnego, w tym degradacji zasobów wód ujmowanych na cele komunalne. Postępujące zmiany klimatyczne skutkują ciągłym wzrostem regionów na świecie, w których występuje zjawisko znacznego ograniczenia dostępu do wody, czy też jej okresowy brak. W następstwie poruszonych kwestii dostęp do bezpiecznej wody stał się problemem o globalnym, a nie jedynie lokalnym zasięgu. Ponadto dostęp do bezpiecznej wody dla wszystkich społeczności odnosi się także do kwestii o wymiarze ekonomicznym, ekologicznym, społecznym jak i politycznym.

Wychodząc naprzeciw zagrożeniom cywilizacyjnym w Europie opracowano i przyjęto program zrównoważonego rozwoju, co wiąże się z działaniami na rzecz ochrony środowiska. Jednocześnie w mediach, w tym społecznościowych, obserwuje się nowe trendy zachowań dotyczące ochrony środowiska naturalnego, w tym racjonalnej gospodarki wodnej. Ramowa Dyrektywa Wodna [29] określiła, iż *„woda nie jest produktem handlowym takim jak każdy inny, ale raczej dziedzictwem, które musi być chronione, bronione i traktowane jako takie”*. Zatem woda jako zasób naturalny, musi być traktowana jako nasze wspólne dobro i dziedzictwo dla przyszłych pokoleń. Działalność człowieka, głównie urbanizacja, industrializacja, nieprawidłowa gospodarka rolna spowodowały znaczne pogorszenie jakości zasobów wód w środowisku i to zarówno wód powierzchniowych, jak i wód głębinowych, które to zasoby powinny

stanowić żelazną rezerwę wody przeznaczonej do spożycia w przypadku nieprzewidzianych sytuacji kryzysowych. Efektem takiego stanu rzeczy jest konieczność stosowania złożonych procesów uzdatniania wody, celem jej oczyszczenia, a następnie transport, czasem na znaczne odległości, co zwiększa możliwość wtórnego zanieczyszczenia wody.

Zatem, złożoność procesu dostaw wody do konsumenta, jak również zapewnienie wysokich standardów jakości gwarantujących bezpieczeństwo zdrowotne konsumentów, uzasadniają konieczność wprowadzenia racjonalnego systemu kontroli jakości. Przez wiele lat obowiązywała zasada, iż jakość wody podlega kontroli wyłącznie według sztywnie określonych regulacji prawnych, które nie uwzględniały specyfiki danego systemu zaopatrzenia w wodę (SZW). Dynamika zmian środowiska, postęp wiedzy w zakresie jakości wody, szans i zagrożeń w obszarze zaopatrzenia w wodę, zdrowia publicznego, toksykologii zdecydowanie wyprzedza legislację. Od dłuższego czasu postulowano wdrożenie zasad eksploatacji SZW, w tym elastycznych zasad monitorowania jakości wody opartych na analizie ryzyka dostaw wody. Dopiero wprowadzona w 2015 r. rewizja Dyrektywy [31, 34] umożliwiła wdrożenie elastycznych zasad monitorowania opartego na wnioskach wynikających z analizy ryzyka dostaw wody w SZW. Był to pierwszy formalny krok do przeorganizowania zasad funkcjonowania dostawców wody. W grudniu 2020 r. została uchwalona Dyrektywa 2020/2184 [32], która obligatoryjnie nakazuje, w państwach członkowskich Unii Europejskiej, wykonanie, wdrożenie i stosowanie analizy ryzyka w całym łańcuchu dostaw od ujęcia (zlewnia), aż do kranu u konsumenta. Stanowisko to jest zgodne ze standardami światowymi i zaleceniami Światowej Organizacji Zdrowia. Takie podejście umożliwi alokację środków i sił na prawidłową identyfikację zdarzeń niepożądanych i zagrożeń oraz budowę skutecznych barier ochronnych na każdym poziomie funkcjonowania SZW. Efektem tego winno być racjonalne wykorzystanie środków finansowych i przeznaczenie ich, np.: na modernizację wskazanych słabych elementów systemu wodociągowego, czy celowe monitorowanie parametrów jakości wody wynikających z wielopłaszczyznowej analizy ryzyka.

Celem zarządzania ryzykiem jest zapewnienie takiego poziomu bezpieczeństwa dostaw wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jaki jest możliwy, przy zastosowaniu wszelkich środków technicznych, technologicznych oraz organizacyjnych, racjonalnie uzasadnionych i społecznie akceptowalnych. Bezpieczeństwo dostaw wody obejmuje zaopatrzenie ludności w wodę o odpowiedniej jakości, w wymaganej ilości

i pod odpowiednim ciśnieniem, bez utraty integralności elementów SZW [96, 184]. Kompleksowe podejście do oceny i zarządzania ryzykiem zwiększa zaufanie konsumentów do bezpieczeństwa wody i przekłada się na wzrost jej konsumpcji na rzecz ograniczenia spożycia wody butelkowej.

Ocena ryzyka nie może być celem samym w sobie, ale powinna stanowić podstawę do podejmowania decyzji mających na celu minimalizację utraty bezpieczeństwa wody. Elementem bezpieczeństwa dostaw wody jest stosowanie systemu wielokrotnych barier, takich jak: ochrona zasobów wody, prawidłowy dobór i eksploatacja podsystemów ujmowania i uzdatniania, odpowiednie zarządzania podsystemem dystrybucji wody oraz wewnętrznymi systemami wodociągowymi (instalacje wodociągowe). Prewencyjne zarządzanie ryzykiem w SZW jest podejściem koniecznym do zagwarantowania bezpieczeństwa dostaw wody i musi uwzględniać indywidualną specyfikę budowy i funkcjonowania każdego SZW. Wiele aspektów zarządzania ryzykiem znajduje się poza bezpośrednią odpowiedzialnością dostawcy wody (np. jakość wody w zlewni, czy stan wewnętrzny systemów wodociągowych), dlatego w skutecznie funkcjonującym systemie zarządzania ryzykiem zaopatrzenia konsumenta w wodę, niezbędna jest współpraca wszystkich interesariuszy uczestniczących w łańcuchu dostaw wody [21].

Zarządzanie ryzykiem eksploatacji SZW, gwarantującym zapewnienie niezawodnej dostawy bezpiecznej wody, winno być wdrażane nie tylko przez dostawców wody, jako podmioty realizujące ustawowe obowiązki, co silnie podkreśla Dyrektywa 2020/2184. Powodzenie tych działań musi obejmować integrację wszystkich wysiłków poczynając od aktywizacji udziału władz lokalnych, które są odpowiedzialne za zbiorowe zaopatrzenie, jak i władz na wyższych szczeblach administracji samorządowej i rządowej – chociażby poprzez opracowanie i wdrożenie regionalnej, czy krajowej strategii zaopatrzenia w wodę. Konieczny jest także aktywny udział organów urzędowej kontroli z zakresu zdrowia publicznego, jak i ochrony środowiska. Ponadto, budowanie świadomości konsumenta wody w zakresie zasad eksploatacji SZW jak i instalacji wewnętrznych, zapewniających właściwą jakość wody w ich kranach to niezbędny element skutecznego zarządzania ryzykiem. Ocena bezpieczeństwa wody w aspekcie zdrowia publicznego jest niezwykle ważna i stanowi interdyscyplinarne zadanie. Obecne przepisy pomijają identyfikację chorób wodopochodnych. Brak jest jednoznacznych zapisów obligujących kraje członkowskie do ewidencjonowania takich przypadków. Przykładem długotrwałego narażenia zdrowia konsumenta wody jest odkładanie ołowiu

zawartego w wodzie w tkankach miękkich, organach wewnętrznych i kościach. Ołów, czy inne metale ciężkie, mogą być kumulowane w organizmie przez długi czas, powodując przewlekłe, negatywne skutki zdrowotne.

W swoich sprawozdaniach dotyczących chorób wodopochodnych EPA (Environmental Protection Agency), jak i WBDOS (Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System), które są raportowane w systemie NORS (National Outbreaks Reporting System), na terenie USA identyfikowane są zdarzenia chorobowe mające swoją etiologię w wodzie przeznaczone do spożycia. W tabeli 1.1 zestawiono dane za lata 2018-2021 obejmujące ilość zdarzeń, ilość zachorowań i zgonów przyporządkowanych do danego źródła zdarzenia [62].

Tabela 1.1. Charakterystyka etiologii chorób wodopochodnych w USA w latach 2018-2021[62]

rok	Etiologia	zdarzenia chorobowe	liczba zachorowań	liczba hospitalizacji	liczba zgonów
2018	bakterie chorobotwórcze	2	34	1	0
	Legionella sp	39	119	91	18
	pierwotniaki	0	0	0	0
	wirusy	2	714	3	0
2019	bakterie chorobotwórcze	3	14	0	0
	Legionella sp	39	112	86	14
	pierwotniaki	2	44	0	0
	wirusy	2	102	0	0
2020	bakterie chorobotwórcze	0	0	0	0
	Legionella sp	22	48	46	6
	pierwotniaki	1	2	0	0
	wirusy	0	0	0	0
2021	bakterie chorobotwórcze	5	175	21	4
	Legionella sp	10	39	35	3
	pierwotniaki	0	0	0	0
	wirusy	0	0	0	0

Dodatkowym argumentem przemawiającym za koniecznością zwiększenia bezpieczeństwa dostaw wody przeznaczonej do spożycia jest cel Dyrektywy 2020/2184 [32], zgodnie z którym należy dążyć do zwiększenia spożycia wody „z kranu”, aby ograniczyć ilość produkowanych i wprowadzanych do obrotu plastikowych opakowań jednorazowego użycia. Dyrektywa ta wprowadza do monitorowania nowe parametry jakości wody np. nonylofenol, kwasy halogenooctowe czy suma PFAS (substancje per-i polifluoroalkilowych), tak aby państwa członkowskie skutecznie prowadziły działania na rzecz ochrony środowiska (wodnego) również w tym zakresie.

Holistyczne podejście do oceny ryzyka dostaw wody i zarządzania tym ryzykiem zwiększa zaufanie konsumentów do jej bezpieczeństwa. Ponadto doświadczenia wielu państw takich jak: USA, Kanada, Australia, Wielka Brytania, Irlandia czy Niemcy, które od dawna wdrożyły systemy zarządzania ryzykiem dostaw wody, wykazały, iż prawidłowa eksploatacja i zarządzanie SZW powinna być oparta na analizie i ocenie ryzyka wdrażając skuteczne bariery ochronne, gdyż tylko takie podejście jest najbardziej efektywne w zapewnieniu bezpieczeństwa zdrowia publicznego – w zakresie wody przeznaczonej do spożycia.

2. Przegląd literatury

2.1. Systemy GIS w przestrzennej analizie danych

Początki realizacji zaopatrzenia w wodę mają swoją genezę w starożytności. Akwedukty, kanały wodociągowe, rurociągi podziemne lub nadziemne, miały za zadanie doprowadzać wodę z odległych źródeł, na ogół do miast, przy wykorzystaniu siły grawitacji. Jeden z najstarszych znanych akweduktów został zbudowany na polecenie asyryjskiego króla Sennacheryba. Doprowadzał on wodę do Niniwy z gór leżących 50 km od miasta. W Grecji zachowały się akwedukty na Samos z VI wieku p.n.e. oraz w Koryncie i Atenach z V wieku p.n.e. Starożytny Rzym był zaopatrywany przez sieć akweduktów liczącą 420 km, z czego 47 km przebiegało nad powierzchnią ziemi. Sieć ta w ciągu doby dostarczała milion m³ wody źródlanej [52]. Woda była dostarczana do licznych fontann, łaźni, szaletów publicznych i do zamożniejszych domów. W tym okresie, kontrola jakości dostarczanej wody, odbywała się poprzez obserwację stanu zdrowia ubogiej części społeczności lokalnej, korzystającej wody.

Rozwój cywilizacji wymógł rozwój szeroko rozumianego sektora wodociągowego. W Polsce ok. 33,2 mln obywateli korzysta ze zbiorowego zaopatrzenia w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi, natomiast 5 mln korzysta z własnych ujęć [54]. Postęp technologiczny i techniczny umożliwił realizację zbiorowego zaopatrzenia w wodę nie tylko w niezbędnej ilości, czy pod wymaganym ciśnieniem, ale przede wszystkim o odpowiedniej jej jakości. Budowane, szczególnie w okręgach przemysłowych i dużych jednostkach osadniczych, rozległe podsystemy dystrybucji wody (PsDyW), w tym pierścieniowe układy sieci, gwarantowały ciągłość dostaw wody. W Polsce w czasach intensywnego rozwoju przemysłu (lata 50-70 ubiegłego wieku) ważniejsze było zachowanie ciągłości dostaw wody, często kosztem jej jakości. Krajowe zapisy legislacyjne, w tym ostatnie z 2017 r. w zakresie wymagań stawianych wodzie do spożycia przez ludzi [132-134] zabezpieczają tylko w części bezpieczeństwo zdrowotne konsumenta w aspekcie spożywanej wody. Ponadto, mimo sporych nakładów finansowych na funkcjonowanie zarówno urzędowej kontroli, jak i kontroli wewnętrznej prowadzonej przez podmioty realizujące zbiorowe zaopatrzenia w wodę, wydaje się, iż poza doraźną informacją o stanie, jakości dostarczanej wody, brak jest integracji prowadzonych działań i wniosków, mogących wspomóc zarządzanie szeroko rozumianą gospodarką wodną zgodnie z ideą zrównoważonego rozwoju. Bez wątplenia w kwestii

tej z pomocą przychodzą szybko rozwijające się technologie –informacyjne jak bazy danych, sztuczne sieci neuronowe czy geograficzne systemy informacyjne (GIS). Głównym zadaniem stawianym obecnie systemom GIS w branży wodociągowej jest gromadzenie danych o sieci wodociągowej [78]. GIS powinien uwzględniać nie tylko dane techniczne o budowie SZW, czy archiwizować dane dotyczące występowania uszkodzeń infrastruktury [89], ale w profesjonalnych bazach awarii gromadzić również informacje o jej lokalizacji, kosztach oraz czasie przerw w dostawie wody. Integracja danych opisowych z informacją przestrzenną umożliwia, np.: precyzyjne określenie obiektów, elementów rurociągów planowanych do odnowy [99]. W pracy [76] przedstawiono metodę lokalizacji punktów pomiaru jakości wody w systemie monitoringu sieci wodociągowej. Model nie uwzględnia jednak analizy ryzyka zdrowotnego konsumenta, np. w oparciu o skargi konsumentów, czy też informacji o wystąpieniu potencjalnych zjawisk środowiskowych wpływających na zwiększenie ryzyka zdrowotnego konsumenta związanego ze spożyciem wody o niepewnej jakości, będącej następstwem intensywnych opadów atmosferycznych, stanów powodziowych, którym towarzyszą utrudnienia w eksploatacji, w tym podtopienia podsystemów ujmowania, uzdatniania i dystrybucji wody. Współczesne narzędzia analityczne pozwalają, by zastosowanie informacji przestrzennej było zdecydowanie szersze, co wynika z faktu, iż każda informacja jest powiązana z przestrzenią, którą można szczegółowo opisać.

Komisja Europejska uchwaliła w 2007 r. Dyrektywę INSPIRE [30], która wprowadziła, ustaliła i ujednoliciła standardy tworzenia infrastruktury informacji przestrzennej w Europie. Na poziomie krajowym, jej implementacja nastąpiła ustawą o infrastrukturze informacji przestrzennej [183]. Te akty prawne określają dziedziny życia, dla których należy tworzyć systemy informacji przestrzennej. Jedną z tych dziedzin jest ochrona zdrowia ludzi. Dokument ten jest niejako wytycznymi do tworzenia zbioru informacji o standardach życia obywateli każdego kraju będącego członkiem Unii Europejskiej [50]. Pewna część tego dokumentu dotyczy również bezpieczeństwa zdrowotnego, związanego z jakością wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Analizując relacje pomiędzy środowiskiem a zdrowiem, Komisja Europejska wytypowała dwa priorytetowe zadania: zapobieganie ryzyku zdrowotnemu w odniesieniu do jakości zasobów wód oraz rozwój zdrowia populacji w środowisku poprzez badania, ekspertyzy, testy i przepływ informacji. Stała ekspozycja na zanieczyszczenia wywiera silny wpływ na ludzkie zdrowie. Drogi migracji tych zanieczyszczeń do organizmu ludzkiego są związane z kontaktem z zanieczyszczonym powietrzem, wodą, glebą

i żywnością. Produkcja żywności, a szczególnie jej przetwórstwo, jest ściśle powiązana z jakością wody i dlatego woda używana do tych celów musi spełniać wymagania stawiane wodzie do spożycia przez ludzi. Dla wielu współczesnych antropogenicznych zanieczyszczeń zasobów naturalnych, głównym nośnikiem wejścia do organizmu jest woda przeznaczona do spożycia, zatem ochrona jakości wody do spożycia jest bezpośrednio powiązana z ochroną zdrowia. Połączenie badań monitoringowych z podejściem analizy przestrzennej zwiększa efektywność podejmowanych działań. Odpowiedzialność za zapewnienie bezpieczeństwa wody spoczywa na lokalnych władzach w kooperacji z przedsiębiorstwami wodociągowymi. Budowane w tym celu, bazy danych, w tym przestrzenne, mają na celu zdefiniowanie zmiennych opisujących elementy środowiska oraz populację ludzi. Informacja przestrzenna pozwala na integrację informacji poddanych georeferencji dotyczących zaopatrzenia w wodę (w całym łańcuchu dostaw wody wraz z pełną charakterystyką SZW), demografii, danych behawioralnych itp., z elementami szacowania ryzyka. Jednym z zadań stawianych podmiotom odpowiedzialnym za zapewnienie dostępu do bezpiecznej wody jest identyfikacja terenów ekspozycji i populacji wrażliwej na konsumpcję zanieczyszczoną wody, a następnie eliminacja tego zagrożenia. W Polsce zadania te są kierowane do regulatora prawnego na poziomie krajowym, organów rządowych i samorządowych przedsiębiorstw wodociągowych i naukowców [184]. Zapisy Rozporządzeń Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [132-134], Dyrektywy INSPIRE [30] czy ustawy o infrastrukturze informacji przestrzennej [183] odzwierciedlają również podejście do kontroli jakości wody w aspekcie ochrony zdrowia i szacowania ryzyka zdrowotnego. Opisano tam zakres niezbędnych danych, które mają być udostępnione społeczeństwu i to zarówno przez urzędy administracji państwowej, podmioty dostarczające wodę w tym, przedsiębiorstwa wodociągowe czy laboratoria środowiskowe i instytucje naukowe.

Pierwszą analizą gis'ową, w zakresie ochrony zdrowia, była analiza wykonana przez Johna Snowa w Londynie w zakresie identyfikacji ognisk epidemii cholery, chorobę wodopochodną [57]. Epidemia ta nawiedziła wyspy brytyjskie w latach 30-tych XIX-tego wieku. Przypadki zapadalności na tę chorobę były tam odnotowywane przez kolejne 50 lat. Wielu ówczesnych naukowców uważało, że choroba przenoszona jest drogą oddechową. Jednym z pierwszych, który podważył to założenie był właśnie John Snow. Zasugerował, że cholera nie rozprzestrzenia się powietrzem, ale że dostaje się do organizmu drogą pokarmową. W 1854 r., gdy cholera dotarła do dzielnicy Soho

w Londynie i w przeciągu kilku dni zebrała „obfite” żniwo, Snow udowodnił swą teorię. Zaczął badać rozprzestrzenianie się choroby po dzielnicy i szybko spostrzegł, że zapadalność na cholere jest związana ze skażeniem wody pitnej. Doszedł do tych wniosków analizując mapę przebiegu wodociągów Londynu oraz źródeł zasilania w wodę w powiązaniu z adresami wystąpień choroby. W trakcie swych prac, Snow spostrzegł dużą koncentrację przypadków wystąpień choroby w miejscach zasilanych przez jedną stację pomp. Ponadto, dodatkową zmienną, podczas analizowania danych o kolejnych zarażeniach była informacja o tym, iż część domów, w których doszło do dużej liczby zarażeń, została wybudowana na terenie byłego cmentarza - fakt ten był pewnym, głęboko analizowanym tropem, ale ostatecznie okazał się mylny. Co więcej zaprzeczeniem powszechnie panującej opinii, że cholera rozprzestrzenia się drogą kropelkową, był fakt, iż John Snow wiele razy miał kontakt z osobami chorymi na cholere, a sam nie uległ zarażeniu. W obliczu powyższych zdarzeń Snow postawił swoją hipotezę, iż cholera jest to choroba przenoszona drogą pokarmową. Początkowo było mu bardzo trudno przekonać ludzi, że przyczyna rozprzestrzeniania się cholery tkwi w stanie sanitarnym wodociągów, jednak kontynuował prace związane z udowodnieniem swej hipotezy. Podczas wywiadów przeprowadzanych z ludźmi, najczęściej spotykał się z opinią, że przyczyną epidemii jest usytuowanie domów mieszkalnych na terenie byłego cmentarza, ofiar pandemii dżumy, szalejącej w poprzednim stuleciu. Jednak John Snow ustalił, że jedna ze stacji wodociągowych była źródłem skażonej wody i tym samym przyczyną rozprzestrzenienia się cholery. Swą konkluzję oparł na wywiadach z różnymi osobami związanymi z epidemią oraz na podstawie analizy map. Badał również wszystkie przypadki wystąpienia śmiertelnego zachorowania na cholere. W efekcie tych prac zamknięto wskazany układ zasilania w wodę, w konsekwencji czego liczba zachorowań gwałtownie spadła. Analiza ta obejmowała swym zasięgiem stosunkowo mały obszar. Zastosowanie obecnie odpowiednich narzędzi, tj. sprzętu komputerowego, oprogramowania specjalistycznego, umożliwia wykonywanie analiz przestrzennych zarówno dla dużych obszarów jak i z wykorzystaniem dużej ilości informacji. Dziś wykonywane są analizy przestrzenne wspomagające zarządzanie ryzykiem w odniesieniu do pandemii COVID19 [56].

Kolejnym przykładem analizy przestrzennej jest powiązanie zachorowalności społeczności lokalnej na przywrę pasożytniczą *Opisthorchis viverrini* w Tajlandii, ze spożywaniem surowych ryb oraz sposobem zagospodarowania terenu. Udowodniono, iż na terenach rolniczych oraz blisko terenów połowowych zachorowalność na tego

pasożyta jest większa. Uzyskanie takiej wiedzy umożliwiło zwiększenie skuteczności prowadzenia akcji wzrostu świadomości stosowania zasad higieny, w tym noszenia butów oraz konieczności gotowania ryb, co znacznie ograniczyło liczbę zachorowań [194]. Innym przykładem stosowania GIS w ochronie zdrowia ludzi jest szacowanie ryzyka podczas transportu żywności [45]. GIS umożliwia analizowanie czasu dystrybucji, zmiany temperatury podczas transportu na linii centrum dystrybucji - sklep - klient, wpływu sezonowości na jakość mikrobiologiczną żywności i skutek jej braku, czyli powstawanie zagrożeń zdrowia ludności. Dodatkowym rozważanym elementem w analizach GIS może być zagrożenie terrorystyczne.

Jak wskazano powyżej, GIS znalazł zastosowanie w prowadzeniu analiz przestrzennych etiologii chorób wodopochodnych, uwzględniających powiązania pomiędzy: stanami i lokalizacjami wystąpienia chorób przewodu pokarmowego, warunkami eksploatacyjnymi i identyfikacją zdarzeń niebezpiecznych i zagrożeń w poszczególnych elementach SZW. Warunkiem niezbędnym wykonania takich analiz jest prawidłowe przygotowanie danych wejściowych, m.in. przez podmioty administracji publicznej. Zakres tych danych powinien uwzględniać strukturę demograficzną zachorowań i lokalizacje ognisk chorobowych. Zatem wykorzystując współczesne technologie informatyczno – informacyjne, można opracować narzędzia analityczne, w których system GIS stanowi platformę integrującą systemy analizy ryzyka, np. HACCP (*Hazard Analysis and Critical Control Points*) czy WSP (*Water Safety Plan*) całego SZW, obejmującego podsystemy ochrony źródeł (strefy ujmowania, strefy ochrony), podsystemy ujmowania i uzdatniania wody wraz z punktami dezynfekcji, podsystemy magazynowania wody, podsystemy dystrybucji w odniesieniu do efektu końcowego jakim jest zdrowie konsumentów. Integracja danych przestrzennych jest wykonywana w gis'owych bazach danych i z wykorzystaniem narzędzi analiz przestrzennych [72].

Dzisiaj nikt nie kwestionuje potrzeby korzystania z narzędzi informatycznych do wspomaganie realizacji zadań związanych ze zbiorowym zaopatrzeniem w wodę, czy szeroko rozumianą gospodarką wodną. Wykorzystując możliwości analityczne, które oferują bazy danych oraz stosując zaawansowane techniki GIS, budowane są systemy wspomaganie decyzji DSS (*Decision Support Systems*) [150]. Tworzone są modele dla zarządzania kryzysowego, wspomagające podejmowanie decyzji w trybie „on-line”. Zintegrowane systemy baz danych wraz z GIS, w oparciu o model badawczy umożliwiają między innymi określenie drogi transportu zanieczyszczenia w SZW, a następnie szacowanie ryzyka zdrowotnego konsumenta. Ostatnim elementem analizy

jest prezentacja wyniku, celem podjęcia decyzji i sporządzania mapy strefy zagrożenia [7, 67, 74].

Głównym zadaniem stawianym DSS jest efektywne dostarczenie informacji do szybkiego podjęcia decyzji, realizowane poprzez m.in. integracje różnych systemów informacyjnych. Systemy te różnią się od siebie zarówno strukturą jak i zakresem pozyskiwanych i przetwarzanych informacji, ich przeznaczeniem oraz sposobem udostępniania. Zwyczajowo w skład DSS wchodzi standardowe elementy takie jak: baza danych (zawierająca, m.in. wyniki analiz i meta informacje, mapy, zdjęcia, itp.), baza modeli (składająca się z modułów zawierających procedury obliczeniowe lub analizy statystyczne) oraz interfejs użytkownika (zawierający język poleceń wydawanych systemowi, menu oraz odpowiednie ekrany przedstawiające zawartość systemu) [40]. Jednym z efektów działania DSS jest informowanie społeczeństwa. Dlatego ważnym elementem aplikacyjnym DSS jest dokładne rozpoznanie grupy potencjalnych odbiorców, zdefiniowanie zakresu przetwarzanych informacji i optymalny wybór technik i metod ich przetwarzania oraz udostępniania. Do najczęściej wymienianych potencjalnych grup odbiorców informacji zalicza się wybrane grupy populacyjne (np. dzieci, osoby starsze, młodzież, etc.), osoby i instytucje wykorzystujące informacje w sposób pośredni (np. służba zdrowia, ochrona środowiska, planiści), osoby pracujące na rzecz mediów, organizacje pozarządowe, stowarzyszenia i fundacje, instytucje naukowe, świat biznesu oraz decydentów (w tym organizacje rządowe i samorządowe, organy zarządzania kryzysowego) [126].

Budowa DSS powinna być poprzedzona analizą i identyfikacją zadań, których rozwiązywanie system ma wspomóc. Następnie należy dokładnie opisać kryteria i nadać im hierarchię, dla zidentyfikowanych zapytań. Każdemu elementowi należy nadać wagę oraz przeprowadzić standaryzację. Po przygotowaniu powyższych informacji opracowywany jest algorytm, który należy poddać testom. Podjęcie tymczasowej decyzji umożliwia określenie czułości prowadzonych analiz. Ostatnim etapem jest interpretacja uzyskanych wyników [19]. Często stosowanym komponentem DSS, w tym danego modelu analitycznego, są elementy geostatystyki. Przykładem jest stosowanie DSS w szacowaniu ryzyka, podczas korzystania z pryszniców, związanego z ekspozycją ludzi na trihalometany (THM) [188], czy szacowanie ryzyka powstawania THM jako efektu wtórnego zanieczyszczenia wody poddanej procesowi chlorowania, w oparciu o barwę ujmowanej wody powierzchniowej i zawartości w wodzie ogólnego węgla organicznego (OWO) [43]. Innym polem zastosowania jest budowa DSS

wspomagającego ocenę wpływu przemysłu rolniczego [42] oraz skutków i efektów stosowania pestycydów [146] na jakość wód podziemnych, czy kompleksowe wspomaganie zarządzania gospodarką wodną [36]. W Polsce przykładem budowania DSS była próba budowy systemu związanego z kontrolą urzędową jakości wody przeznaczonej do spożycia prowadzona przez Państwową Inspekcję Sanitarną (PIS) [180]. Została zaprojektowana relacyjna baza danych, która umożliwiała pracę z uwzględnieniem struktury organizacji PIS, z podziałem na poziomie organu I instancji (Powiatowe Stacje Sanitarно-Epidemiologiczne - PSSE), oraz organu II instancji (Wojewódzkie Stacje Sanitarно - Epidemiologiczne - WSSE) jak i na szczeblu centralnym (Główny Inspektorat Sanitarny). System umożliwił ujednoczenie wprowadzania danych, ich agregację i weryfikację oraz wykorzystanie do sporządzania sprawozdań statystycznych, w tym do Komisji Europejskiej. W konsekwencji budowy przedmiotowego systemu wyposażono WSSE w oprogramowanie gis'owe - firmy ESRI oraz odbiorniki GPS o dokładności pomiaru poniżej jednego metra z uwzględnieniem post-processingu. W literaturze [40, 142, 143] opisane są reguły i cele tworzenia DSS w zarządzaniu zasobami wodnymi, w połączeniu z planowaniem gospodarki wodnej. Zasoby wodne są powiązane z wieloma przykładami ludzkiej działalności. Również tu pojawia się zastosowanie dla systemów gis'owych, jako przykładu użycia narzędzi nie tylko agregującego dane (bazy danych), ale również jako narzędzia do symulacji skutków i efektów ekonomicznych oraz społecznych podejmowanych działań. W opisanym przykładzie planowanie poszczególnych elementów DSS poprzedzała analiza: intensywności opadów deszczu, ich sezonowości występowania, poziomu parowania, zmian klimatu badanego regionu, topografii, warunków geologicznych, a z drugiej strony efektu działalności inżynierii środowiska wraz z regulacjami prawnymi. Te elementy stanowią kolejny dowód, iż DSS swym zakresem działania są systemami interdyscyplinarnymi. Dodatkową funkcją użytkową DSS jest przestrzenna prezentacja planów zarządzania zasobami wodnymi będących odpowiedzią na wyzwania dzisiejszego świata. Ten argument dowodzi, iż podczas tworzenia DSS należy uwzględnić wiedzę i doświadczenie specjalistów z zakresu meteorologii, klimatologii, hydrologii, analityków, teledetekcji, ekonomistów, prawników, przedstawicieli władz różnych szczebli, organizacji pozarządowych, świata biznesu oraz społeczności lokalnych. Czasem podjęcie decyzji dotyczących strategii rozwojowej jest bardzo trudne ze względu na kolidujące interesy różnych grup społecznych. Można zatem stwierdzić, iż DSS poza prezentacją skutków zdefiniowanych scenariuszy, pełni funkcję społeczną, pomagając

osiągnąć konsensus w podejmowaniu decyzji społecznie akceptowalnych. Pierwsze DSS obejmowały elementy (bazy danych wraz z algorytmem i modelem analitycznym), które były połączone tylko interfejsem. Szybki rozwój techniki i technologii informatycznych, pojawienie się zaawansowanych metod analitycznych, w tym geostatystycznych, umożliwiło tworzenie coraz bardziej złożonych DSS. Komputeryzacja połączona z informatyzacją pozwoliły na gromadzenie i sprawne analizowanie dużych zbiorów danych, z równoczesnym uwzględnieniem specyfiki przestrzeni, umożliwiając aplikację rozwijanych SDSS (Spatial Decision Support System). Natomiast DSS wykorzystujący system GIS jedynie do wizualizacji informacji, pomógł planistom zrozumieć przestrzenną naturę opracowywanych zagadnień oraz ich wpływ na przestrzeń publiczną i środowisko [6, 40]. Intensywny rozwój DSS znalazł również zastosowanie w zarządzaniu zaopatrzeniem w wodę, ludności dużych aglomeracji. W literaturze [190] jest opisana ewolucja DSS - od systemu zarządzania zaopatrzeniem w wodę, w tym podsystemem ujmowania, uzdatniania i dystrybucji wody w cyklu miesięcznym - do zarządzania w czasie rzeczywistym. Ekspansja technologii umożliwiła szybką analizę dużej ilości danych i wyników prowadzonych badań. W oparciu o aktualną prognozę pogody, warunki hydrogeologiczne, jakość wody ujmowanej (regularnie kontrolowanej), zapotrzebowanie na wodę (dobowe i sezonowe), z uwzględnieniem modelu hydraulicznego i niezawodności, zarządzanie całym SZW jest wspomagane przez dedykowane narzędzia DSS.

W Polsce istnieje już wiele aplikacji modeli analitycznych opartych na systemie gis'owym. Podstawową publikacją opisującą zastosowanie GIS w wodociągach jest pozycja „GIS w Wodociągach” [78]. Profesor Kwietniewski podaje, iż powstaje coraz więcej prac naukowych wykorzystujących system GIS jako narzędzie badawcze. GIS jako system informacji przestrzennej, dotyczący danych geograficznych, stosowany jest również jako nazwa dziedziny zajmującej się geoinformacją oraz metodami i technikami GIS. GIS nie jest tylko programem komputerowym jak edytor tekstu, czy arkusz kalkulacyjny, ale jest to złożony system opisujący rzeczywistość, przyjmujący za swą podstawę przestrzeń [39, 78, 179]. W Polsce, Profesor Gaździcki [39] jako pierwszy przedstawił definicję systemów informacji przestrzennej, jako systemów pozyskiwania, gromadzenia, weryfikowania, integrowania, analizowania, transferowania i udostępniania danych przestrzennych. W szerokim rozumieniu obejmują one metody, środki techniczne, w tym sprzęt i oprogramowanie, bazę danych przestrzennych, organizację, zasoby finansowe oraz ludzi zainteresowanych ich funkcjonowaniem.

Wraz z rozwojem technik analiz przestrzennych zmieniało się zastosowanie systemów gis'owych. W oparciu o przegląd literatury można zauważyć, iż system GIS jest szeroko wykorzystywany poczynając od wizualizacji informacji [42, 43, 67, 80], wykorzystania teledetekcji i jej wyników jako dane wejściowe [65, 66, 107, 130, 175, 176], poprzez analizy geostatystyczne [7, 15, 16, 17, 46, 63, 77, 85, 102, 141, 149, 162, 163, 189], interpolacje [13, 42, 103, 111, 140, 177, 196] aż po kompleksowe rozwiązania [36, 147, 186]. Na rynku dostępnych jest wiele programów [18], które oferują możliwość wykonywania analiz przestrzennych, o różnych zakresach możliwości aplikacyjnych i badawczych. Część z nich jest dedykowana do inwentaryzacji sieci wodociągowej [80], a część produktów ma lepiej rozwinięte moduły analiz danych wektorowych, część precyzyjniej obsługuje elementy geostatystyki, a część natomiast umożliwia jedynie symulację powodzi i analizę etapów podtapiania i zalewania miast. Z programów komercyjnych można przytoczyć produkty ESRI (Environmental Systems Research Institute), Bentley, Intergraph, MIKE FLOOD, natomiast do grupy programów typu open source należą między innymi QGIS, uDIG, GRASS, HEC-RAS. Standardy budowy oraz wymiany informacji w systemach GIS są ustalane przez OGC (Open Geospatial Consortium).

Pozyskując dane za pomocą teledetekcji, pomiarów współrzędnych, po wprowadzeniu atrybutów opisowych, systemy gis'owe, na bazie wprowadzonej informacji, umożliwiają pozyskanie nowych informacji i wniosków będących wynikiem bądź prostego złożenia zbiorów danych, czy też prowadzenia złożonych analiz z zastosowaniem tych zbiorów. Przykładowo, wykorzystując teledetekcję gleb oraz zmienną czasową, można uzyskać informacje dotyczące stopnia zmian i zakresu ich degradacji oraz skutków tych zmian stanowiących m.in. źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych [65]. Dzięki informacjom przestrzennym zasilających system gis'owy, takim jak: warstwa pokrycia terenu i przestrzennego rozkładu typów gleb, gęstość zaludnienia, hydrografia, jak również wielkościom mierzalnym jak wielkość i sezonowość opadu, poziom retencji, wielkość spływu powierzchniowego, wielkość BZT₅, poziomu zanieczyszczenia związkami azotu i fosforu całkowitego, wykonanie analizy umożliwia określenie wpływu długookresowych zmian środowiska na kierunki i prędkość spływu wód opadowych oraz identyfikację niepunktowych źródeł zanieczyszczeń. Wykorzystanie danych przestrzennych oraz zastosowanie systemów gis'owych umożliwia przedstawienie powyższych wniosków oraz zidentyfikowanych zdarzeń wraz z ich natężeniem w postaci przestrzennych rozkładów [66]. Ta sama technika wzbogacona o pomiary współrzędnych

(geograficznych) punktów poboru próbek gleby, jest wykorzystywana do wspierania racjonalnej gospodarki rolnej, celem precyzyjnego określenia miejsc stosowania nawozów czy pestycydów [73, 138, 186].

GIS jest również wykorzystywany do szacowania zagrożenia zdrowia ludzi. Van Hieu Vu, Xuan-Quynh Le, Ngoc-Ho Pham, Luc Hens [187] opisali model badawczy, określający wpływ transportu drogowego na zanieczyszczenie powietrza pyłem PM10 i skutków wpływu tego zanieczyszczenia na zdrowie i życie ludzi. W badaniach uwzględniano rodzaj ciągu komunikacyjnego, natężenie ruchu oraz rodzaj pojazdów korzystających z danej drogi. Narzędzia GIS użyto do wizualizacji danych oraz zaprezentowano na jednej mapie wyniki analizy śmiertelności na badanym obszarze oraz jakości powietrza wyrażone stężeniem pyłu PM10. GIS umożliwia prezentację danych w wielu warstwach, jak również opisanie każdej zmiennej w sposób niezależny [63]. Ponadto programy gis'owe umożliwiają przeprowadzenie indywidualnej oceny bezpieczeństwa zdrowia ludzi dla danego obszaru (podział administracyjny) w zależności od częstotliwości i siły danego zagrożenia. W badaniach ryzyka można również uwzględniać warunki socjalno-ekonomiczne mieszkańców danego regionu.

Badania jakości zanieczyszczeń powietrza i gleby rtęcią, z uwzględnieniem przestrzennej lokalizacji jako jednej ze zmiennych analizy, umożliwiły identyfikację źródła punktowego zanieczyszczenia. Narzędzie systemu GIS umożliwiło wizualizację dowodu, iż antropogenicznym źródłem rtęci w środowisku są koksownie, a nie zakłady produkcyjne wykorzystujące w swojej działalności gospodarczej metale ciężkie [157]. Zatem uwzględnienie danych demograficznych pozwoliło na przestrzenną interpretację ryzyka zdrowotnego społeczeństwa zamieszkującego badany obszar.

Modele badawcze wspierane narzędziami gis'owymi umożliwiają agregację danych opisowych, takich jak typ danego związku chemicznego (np.: pestycydy, metale ciężkie), jego wpływ na środowisko, drogę transportu, kierunki oraz tempo rozprzestrzeniania pomiędzy ośrodkami, pionowy model gleby, czy też charakterystykę niepunktowych źródeł zanieczyszczeń [2, 7, 64, 111]. Narzędzia gis'owe umożliwiają modelowanie heterogenicznych zjawisk na dużych obszarach. Narzędzia te można wykorzystać do badań środowiskowych wpływu zanieczyszczeń zarówno na glebę, jak i na jakość zasobów wód. Różnica polega na zastosowaniu modelu analitycznego. Przykładem takiego modelu dla analizy gleby jest model SOILFUG [7], a dla środowiska zasobów wód naturalnych DRASTIC [88, 89, 95, 136, 137, 140, 144, 149]. Model DRASTIC to integracja modelu szacowania zagrożenia zanieczyszczenia wód podziemnych

opartego na analizach gis'owych. DRASTIC wspomaga szacowanie i ocenę jakości wód podziemnych oraz ich podatność na zanieczyszczenia w oparciu o 6 zmiennych modelu (tabela 2.1).

Tabela 2.1. Zmienne modelu DRASTIC

Zmienna	Symbol	Charakterystyka zmiennej
Depth of water	D	głębokość zwierciadła wody od powierzchni terenu
Net Recharge	R	wysokość infiltracyjnego zasilania wód podziemnych
Aquifer medium	A	litologia warstwy wodonośnej
Soil media	S	rodzaj pokrywy glebowej
Terrein slope	T	nachylenie terenu
Impact of vadose zone	I	wpływ aeracji
Conductivity of the aquifer	C	wodoprzepuszczalność warstwy wodonośnej

W modelu DRASTIC każdej zmiennej przyporządkowane są empirycznie wagi, które w kolejnym etapie analizy są zsumowywane. Warstwą wynikową jest obszar o dużej wartości indeksu wrażliwości. Takie połączenie modelu badawczego z możliwościami analitycznymi, które oferują systemy gis'owe umożliwia pełną integrację, organizację i strukturyzację danych. Systemy GIS umożliwiają interpolację danych, to jest przejście, np.: z danych o charakterze nieciągłym do danych o strukturze ciągłej z wykorzystaniem metod geostatystycznych [149, 162]. Ostatnim etapem prowadzenia analizy w modelu DRASTIC jest połączenie ze sobą zbiorów danych, w tym przypadku poszczególnych warstw. Model DRASTIC i system GIS są też wykorzystywane do badania wpływu nawożenia pól na jakość wód podziemnych [137]. Wykorzystując aplikacje geostatystyczne, lub zamianę informacji punktowej na ciągłą poprzez interpolacje, np.: IDW (Inverse Distance Weighted), czy kriging należy pamiętać o uwzględnieniu dwóch rodzajów błędów determinujących dokładność analizy. Błędy te to błąd pomiaru określonej lokalizacji (błąd pomiaru GPS) oraz błędu algorytmu obliczeniowego [77].

Dokonany przegląd literatury w zakresie badania środowiska [2, 7, 16, 35, 36, 37, 71, 72, 81, 102, 103, 111, 112, 130, 144, 146, 148, 154, 185, 196, 198, 199, 211] wskazuje na liczne aplikacje narzędzi GIS w analizach predykcji i rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń we wszystkich komponentach środowiska naturalnego: powietrze, woda, gleba. Cytowane prace naukowe przedstawiają wykorzystanie systemów gis'owych, zarówno jako narzędzie do wizualizacji wyników badań, jak i jako integralną część modelu badawczego w odniesieniu do danej rzeczywistej lokalizacji. W dużej części modele badawcze ściśle powiązane są z wykorzystaniem danych zewnętrznych odnoszących się do pokrycia terenu (*land cover*), wykorzystania terenu (*land use*), hydrografii, numerycznego modelu terenu, teledetekcji, przepuszczalności warstwy

gleby, pomiarowych punktów GPS wykorzystywanych do analizy drogi, czasu, intensywności rozprzestrzeniania się w badanym obszarze danego czynnika, np.: pestycydów, fosforanów, metali ciężkich, etc. Nie trzeba nikogo przekonywać, iż prawidłowa gospodarka rolna jest jednym z elementów mających wpływ na jakość zasobów wód naturalnych zgodnie z celem Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) [29]. RDW jest ściśle powiązana z tzw. Dyrektywą Azotanową [33]. Zastosowanie teledetekcji oraz technik gis'owych wspomaga gospodarkę rolną [175], np.: poprzez umożliwienie weryfikacji i prawidłowego nawożenia (skład i ilość), nawadniania, czy stosowania środków ochrony roślin. GIS stosowany jest jako narzędzie, wykorzystujące indeks zawartości związków azotowych w środowisku [108, 111], do oceny skutków nawożenia gleby azotanami na zmiany jakości wody w warstwach wodonośnych [137]. Kompilacja tych danych dla opracowanych zbiorów zmiennych analizy w postaci warstw (layer), a następnie przeprowadzenie analiz tych warstw, np.: z mapami hydrogeologicznymi, nawadniania, pomiarów stężenia azotu w wodach głębinowych, ilości pobieranego azotu przez uprawy, umożliwia prawidłowe zarządzania gospodarką zarówno wodną jak i rolną. Powyższe opracowania wspomagają szeroko rozumianą ochronę wód, w aspekcie Ramowej Dyrektywy Wodnej i Dyrektywy Azotanowej, a w ten sposób zwiększają gwarancję dostępu ludzi do bezpiecznej wody do spożycia.

Właściwe zarządzanie wodami powierzchniowymi i gruntowymi to podstawowa kwestia w zapewnieniu dostępu najlepszych zasobów wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Wykorzystanie narzędzi takich jak skanowanie, teledetekcja poszczególnych zmiennych (typ gleb, stopień nachylenia terenu, wielkości spływu powierzchniowego, jakość wód gruntowych, geomorfologia, geologia, pokrycie terenu wraz z jego przestrzennym zagospodarowaniem) [130], numeryczny model terenu [107], pozwalają na opracowanie procedur analitycznych umożliwiających podejmowanie właściwych decyzji, gwarantujących zrównoważony rozwój regionu, uwzględniający podstawowe cele środowiskowe i społeczne. Systemy GIS pozwalają na prowadzenie analiz wpływu działalności antropogenicznej, w dowolnym horyzoncie czasowym, na zanieczyszczenia komponentów środowiska naturalnego w wyznaczonym okresie analizy oraz wpływu czynników środowiskowych na przestrzenną propagację tych zanieczyszczeń [88].

W literaturze przedmiotu [23, 24, 37, 71, 72] zostały opublikowane prace opisujące identyfikację zagrożeń dla wody pobieranej ze środowiska do celów wodociągowych. Z wykorzystaniem danych historycznych, informacji o punktowych źródłach zanieczyszczeń, dostępnych informacjach przestrzennych (pokrycie i zagospodarowanie

terenów, hydrografia), wykonywana jest identyfikacja zdarzeń i zagrożeń, ich ocena, a w konsekwencji szacowane jest ryzyko zanieczyszczenia wód pobieranych ze środowiska. W prowadzonych badaniach realizacja poszczególnych etapów zarządzania ryzykiem jest możliwa wyłącznie dzięki analizie informacji przestrzennej, w tym jej interpolacji i wizualizacji. Wnioskowaniem końcowym powyższych badań są tzw. mapy ryzyka, które winny być podstawą opracowania procedur podejmowania racjonalnych decyzji, w celu minimalizacji negatywnych skutków wystąpienia danego zdarzenia. Systemy GIS wspomagają wskazanie kierunków ochrony wód powierzchniowych wykorzystywanych do celów wodociągowych. Opracowane modele umożliwiają identyfikację potencjalnych miejsc zanieczyszczenia wód głębinowych i powierzchniowych oraz śledzenie drogi migracji tych zanieczyszczeń. Zmienną w takim modelu może być odległość ujęcia wody powierzchniowej od terenów powodziowych, interpretowana jako składowa wrażliwości w szacowaniu ryzyka. Oczywiście w budowanych modelach jest fakt, iż w przypadku braku zanieczyszczenia, nie dochodzi do niepożądanych zmian badanego medium [89]. Systemy GIS umożliwiają w oparciu o dane hydrograficzne i numeryczny model terenu, określanie kierunku i intensywności spływu powierzchniowego możliwych zanieczyszczeń. W chwili obecnej firmy specjalistyczne oferują kompleksowe usługi zarządzania analizami ryzyka [55]. Stosowane jest podejście 4 etapowe: identyfikacja czynników, zrozumienie wpływu czynników na analizowany element, monitorowanie oraz działania polegające na łagodzeniu lub minimalizacji negatywnych skutków. W literaturze [4, 10, 11, 13, 28, 63, 135, 164, 189, 195, 197] prezentowane jest także wykorzystanie narzędzi gis'owych w opisach i interpretacjach charakterystyk katastrof, począwszy od modelowania ich przebiegu, poprzez analizę i szacowanie ryzyka potencjalnych zagrożeń (częstotliwość i wrażliwość), do modelowania skutków oraz zasięgów obszaru dotkniętych nimi. Powyższe analizy pozwalają określić wpływ rozpatrywanych zagrożeń i katastrof na warunki życia ludzi, z uwzględnieniem aspektów ekonomicznych, społecznych oraz zdrowotnych. Zastosowanie to dotyczy zarówno zjawisk powodziowych [89, 135, 177], jak i również szacowania potencjalnego ryzyka erupcji wulkanów [10, 11, 13]. Opisane są również analizy dotyczące adaptacji systemów wodnych na zmiany klimatu, w tym pojawiające się susze [152]. Wspólnym zastosowaniem systemów gis'owych, niezależnie od źródła zagrożenia, tj. rodzaju zdarzenia niebezpiecznego, jest odniesienie charakterystyki wartości cechy mierzalnej do jej lokalizacji w przestrzeni i powiązanie z inną zmienną.

Przykładem takim jest powiązanie, np. zdolności gruntu do przyjęcia danej objętości wody, czy też charakterystyki zabudowy (stopień uszczelnienia obszaru spływu powierzchniowego) z modelowaniem rozchodzenia się fali powodziowej. Klasyczną aplikacją systemu gis'owego w analizach związanych z ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi jest jego wykorzystanie w analizach związanych z powodzią, szacowaniem ryzyka powodzi, czy też ocena stopnia zagrożenia zdrowia i bezpieczeństwa narażonej populacji [89, 135, 164, 177]. Począwszy od technik pozyskiwania danych w tym pomiaru współrzędnych, teledetekcji, przez prowadzenie analiz przestrzennych również z wykorzystaniem metod geostatystycznych w stosowaniu interpolacji (np. kriging), GIS jest podstawową strukturą analityczną. W oparciu o dane wejściowe opracowywane są modele, których celem jest wytypowanie budynków, które zostały skażone mikrobiologicznie (zalne, podtopione) na skutek powodzi. Tworzone są mapy terenów zalewowych, obszary ryzyka z uwzględnieniem częstotliwości występowania oraz intensywności nawalnych deszczy. Teledetekcja oraz skaniny laserowe LIDAR są wykorzystywane do prognozowania terenów zalewowych [107] wraz z późniejszym wykorzystaniem tej wiedzy w zarządzaniu kryzysowym. W modelach analitycznych wszystkie zmienne są skategoryzowane w modelu matematycznym, natomiast GIS umożliwia projekcję wyników w odniesieniu do określonej geolokalizacji. Przykładem zmiennych w zarządzaniu kryzysowym z uwzględnieniem ochrony bezpieczeństwa społeczności lokalnej, mogą być: odległość miejsca zamieszkania od drogi ewakuacji, odległość od punktu medycznego, czas dotarcia do punktu medycznego, organizacja kierunków poruszania się ludzi w przypadku ewakuacji.

Literatura przedmiotu wskazuje, iż współcześnie geograficzne systemy informacyjne nie ograniczają się tylko do wizualizacji danych, czy elementów geostatystyki, lecz stanowią one zasadniczy element szacowania i zarządzania ryzykiem [2, 4, 10, 11, 13, 17, 25, 26, 28, 37, 41, 45, 48, 63, 67, 69, 72, 83, 84, 90, 105, 106, 107, 142, 146, 147, 157, 163, 164, 185, 187, 189, 154, 200]. Przykładem może tu być integracja systemu gis'owego w system analizy ryzyka HAZOP (Hazard and Operability Studies – Analiza Zagrożeń i Zdolności Operacyjnych). Analiza HAZOP polega na rozpatrywaniu wszystkich możliwych połączeń i relacji „parametr - słowa kluczowe” oraz badaniu możliwości wystąpienia odchylenia sugerowanych przez interpretację par. Dla każdego odchylenia identyfikuje się przyczyny, dokonuje się oceny prawdopodobieństwa wystąpienia odchylenia i określa zagrożenia [38]. Ocenia się także, czy stosowane

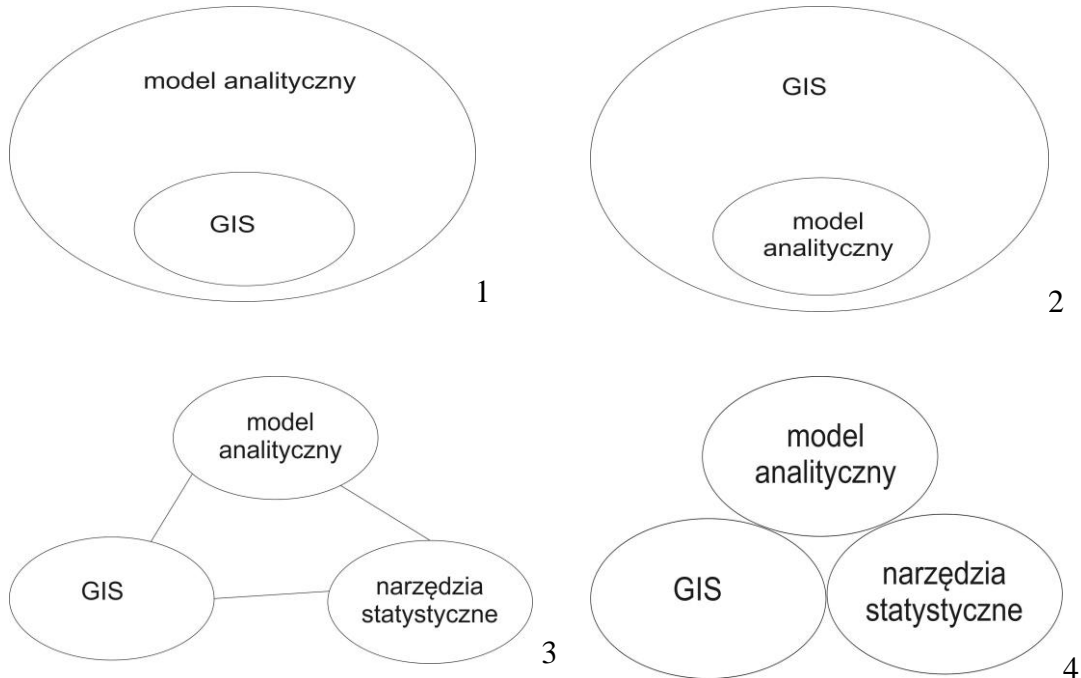
zabezpieczenia sprzętowe i proceduralne są wystarczające w stosunku do skutków wywołanych niepożądanymi zdarzeniami i w razie potrzeby wprowadza własne bariery ochronne [58, 61].

Zakres prowadzonych dotychczas badań z wykorzystaniem metod GIS w różnych obszarach naukowych dotyczy nie tylko pojedynczych analiz, czy wykorzystania analiz danych przestrzennych, ale również wielopłaszczyznowego systemu integracji zgromadzonych informacji, które można agregować, analizować, przetwarzać, wizualizować a rezultaty tych analiz wykorzystać jako elementy DSS. Zatem GIS jest stosowany do identyfikacji zagrożeń, charakteryzacji zdarzeń niebezpiecznych, oraz szacowania i zarządzania ryzykiem [41]. Dokładność tych analiz można definiować efektem czynnika i jego siłą.

Intensywny rozwój technik komputerowych, zarówno na płaszczyźnie sprzętowej, jak i programowej (w tym GIS) wraz ze zwiększaniem dostępności do Internetu, umożliwił rozwój technologii określanej mianem WEBGIS, umożliwiającej powszechny dostęp do systemów danych przestrzennych za pomocą przeglądarek internetowych. Dzięki temu w tworzeniu baz danych uczestniczy nie tylko operator, ale każdy zainteresowany. Jest to szczególnie istotne przy zbieraniu informacji w przypadku zaistnienia sytuacji nadzwyczajnej, np. skażenia źródła wody do picia, katastrofy komunikacyjnej generującej zagrożenia dla jakości zasobów wodnych, czy powodzi [177]. Połączenie technologii związanej z przesyłem informacji, WEBGIS'u oraz GIS z DSS skutkuje powstaniem SDSS (Spatial Decision Support Systems) [44, 176]. GIS, DSS, SDSS umożliwiają wprowadzanie danych w trybie *on-line*, z uwzględnieniem mobilności operatora, przy jednocześnie zachowanej aktualizacji wizualizacji danej sytuacji, w trybie czasu rzeczywistego wraz z pochodnymi wynikami analiz. Oferowane funkcjonalności są niezwykle cenne w rozwiązywaniu złożonych problemów uwzględniających zarówno bezpieczeństwo człowieka, zarządzanie kryzysowe, zagrożenia środowiskowe czy rozwój społeczny na danym obszarze wraz z ich wzajemnym oddziaływaniem na siebie.

DSS oraz SDSS są wdrażane w szerokim spektrum działań, jednak ich założenia metodyczne są wspólne. Podczas opracowywania systemu DSS należy przeprowadzić identyfikację problemów, które należy rozwiązać. Następnie koniecznym jest przyjęcie kryteriów identyfikacji klasyfikacji zagrożeń, zasobów wejściowych wraz z przypisaniem wartości dla elementów w każdej klasie danej zmiennej. Jednocześnie opracowywana jest kategoryzacja wag poszczególnych zmiennych.

Testowanie opracowanego modelu odbywa się w oparciu o podjęcie przykładowej decyzji poprzez określenie czułości analizy. Ostatnim etapem jest interpretacja otrzymanych wyników [19].



Rys. 2.1. Współzależność GIS i modelu badawczego: 1) umiejscowienie GIS w modelu analitycznym; 2) umiejscowienie modelu analitycznego w GIS; 3) luźne sprzęgnięcie 4) ściśle sprzęgnięcie

Rozwój technologii informatycznych oraz znaczne uproszczenie interfejsów programów, a co za tym idzie obsługi, spowodowało, iż GIS stał się szeroko dostępnym i powszechnie stosowanym narzędziem w przestrzennej analizie danych. Wydaje się, iż GIS jest traktowany jako element składowy prowadzonej analizy w danym modelu badawczym, a nie jako część modelu. Istnieją cztery podstawowe struktury (rys. 2.1) powiązania modelu badawczego z GIS'em [155]. Modele 1 i 2 (rys. 2.1.) wykorzystują możliwości GIS tylko do wizualizacji rozważanego zjawiska oraz jego mapowania. Daje to pewną swobodę programistom w tworzeniu algorytmów, czy budowy struktur systemowych, jednak wymaga dużej wiedzy informatycznej, m.in. celem zapewnienia interoperacyjności danych między różnymi systemami. Model 3 (rys. 2.1.), mimo poszerzenia zakresu wykorzystania GIS, nie zapewnia sprawnego przepływu danych. W modelu tym często występują niezgodności formatów zbiorów danych. Natomiast model 4 (rys. 2.1) zapewnia pełną kompatybilność wszystkich modułów analitycznych systemu [155]. W literaturze przedmiotu można również znaleźć przykłady pokazujące,

iż wartość zmiennej jest opisywana tylko określoną lokalizacją [113, 156] oraz cechami charakterystycznymi dla danej lokalizacji. W niektórych przypadkach badanie siły zmian lub nawet pojawienie się cechy związanej z badanym elementem jest możliwe tylko z wykorzystaniem informacji przestrzennej [10, 11]. Dzięki GIS można przedstawić wartości cech mierzalnych związanych pośrednio z obiektem badań, np. ekonomiczna wartość, czy środowiskowa wrażliwość dla danego obszaru z zachowaniem zmienności przestrzennej. GIS umożliwia analizowanie zjawisk i dostarcza argumenty dla podjęcia racjonalnych rozwiązań, w oparciu wyłącznie o zmienne przestrzenne. Doskonałym przykładem takiego planowania przestrzennego jest lokalizacja farm wiatrowych budowanych na dotychczasowych łowiskach ryb. Aplikacje analiz GIS umożliwiają jednoczesną wizualizację łowisk oraz strefy hałasu wytwarzanego przez farmy wiatrowe, a w konsekwencji wyznaczenie stref, w których obecność farm wiatrowych wyeliminuje łowiska [42]. Przedstawienie takich danych umożliwia wykonanie kolejnych analiz, m.in. społeczno-ekonomicznych, celem przedstawienia kompletu informacji decydującej.

2.2. Zarządzanie ryzykiem

W różnych dziedzinach życia, w tym zaopatrzeniu w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi stosowanych jest wiele systemów zarządzania ryzykiem. Celem wdrażania procedur zarządzania ryzykiem dostaw wody do kranu konsumenta jest minimalizacja wystąpienia zdarzeń niepożądanych generujących zagrożenia, jak i również w celu potwierdzenia kompetencji operatora, gwarantujących wysoki poziom świadczonych usług wodociągowych. Jednym z takich systemów stosowanym, m.in. w Islandii, Szwajcarii, Szwecji, Słowenii i Macedonii w dostawach wody do konsumentów jest HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points - Analiza zagrożeń i krytyczne punkty kontroli). Jest to system obejmujący postępowanie mające na celu zapewnienie bezpieczeństwa żywności, w tym wody, przez identyfikację i oszacowanie skali zagrożeń z punktu widzenia wymagań zdrowotnych żywności oraz ryzyka wystąpienia zagrożeń podczas przebiegu wszystkich etapów produkcji jak i obrotu żywnością [20, 70, 92, 178]. System ten ma również na celu określenie metod eliminacji lub ograniczania zagrożeń oraz ustalenie działań korygujących. W Polsce jest on prawnie wymagany w produkcji i obrocie żywnością na gruncie prawa krajowego [97]. Składa się on z 7 etapów:

- Etap 1 – identyfikacja zagrożeń i opisanie środków zapobiegawczych – w tym etapie należy sporządzić schemat blokowy procesu produkcji żywności i zidentyfikować wszystkie możliwe zagrożenia biologiczne, chemiczne i fizyczne występujące na poszczególnych jego etapach oraz związane ze stosowanymi surowcami, dodatkami i materiałami. Następnie należy oszacować istotność zagrożeń i opisać środki kontrolne umożliwiające opanowanie zagrożeń istotnych dla bezpieczeństwa żywności,
- Etap 2 – identyfikacja krytycznych punktów kontroli (CCP – Critical Control Point) – w tym etapie należy zidentyfikować tak zwane krytyczne punkty kontroli, czyli wszystkie miejsca w procesie technologicznym, w których do zagwarantowania bezpieczeństwa żywności jest niezbędne pełna charakterystyka (kontrola) występujących tam zagrożeń,
- Etap 3 – identyfikacja limitów krytycznych dla każdego punktu kontroli – w tym etapie należy ustalić limity krytyczne oznaczające takie wartości mierzalne środków kontrolnych, których nie można przekroczyć, ponieważ jest to jednoznaczne z utratą bezpieczeństwa końcowego wyrobu,
- Etap 4 – ustalenie systemu monitorowania dla każdego punktu – w tym etapie należy precyzyjnie określić wymagania odnośnie sposobu i częstotliwości odczytywania oraz zapisywania wartości środków kontrolnych (tzw. monitorowanie CCP) oraz osoby odpowiedzialnej za te działania,
- Etap 5 – określenie działań korygujących – w tym etapie należy opracować procedury działań korygujących, które muszą być podjęte, gdy monitorowanie wykaże przekroczenie ustalonych limitów krytycznych,
- Etap 6 – ustalenie procedur weryfikacji systemu – w tym etapie należy opisać sposób sprawdzania poprawności funkcjonowania systemu,
- Etap 7 – ustalenie procedur zapisów i opracowania dokumentacji.

Do zarządzania ryzykiem w systemach zaopatrzenia w wodę WHO rekomenduje stosowanie systemu analizy ryzyka w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu u konsumenta, tzw. plan bezpieczeństwa wody (PBW) [192]. PBW znalazł uznanie jako kompleksowy system zarządzania ryzykiem zaopatrzenia w wodę w całym łańcuchu w Zjednoczonym Królestwie Wielkiej Brytanii, w Irlandii Północnej, czy na Węgrzech. Na poziomie krajowym został opracowany przez Głównego Inspektora Sanitarnego podręcznik do budowy planu bezpieczeństwa wody [54]. Norma PN-EN 15975-2

Bezpieczeństwo zaopatrzenia w wodę. Wytyczne dotyczące zarządzania kryzysowego i ryzyka. Część 2: Zarządzanie ryzykiem, zawiera ogólne instrukcje, wytyczne do budowania tego systemu [96]. Zgodnie z zaleceniami WHO jak i normą, proces identyfikacji zdarzeń niebezpiecznych i zagrożeń oraz szacowanie ryzyka, zarządzanie nim powinien być prowadzony i dostosowywany indywidualnie dla konkretnego systemu zaopatrzenia w wodę.

Rekomendowane przez Światową Organizację Zdrowia PBW obejmują 11 integralnie połączonych modułów, zgodnie z którymi budowany jest kompleksowy system zarządzania ryzykiem dostaw wody w przedsiębiorstwie wodociągowym obejmujący wszystkie procesy ujmowania, uzdatniania i dystrybucji wody [151]:

Moduł 1: Powołanie zespołu ds. przygotowania PBW.

Moduł 2: Dokumentacja i opis SZW.

Moduł 3: Przeprowadzenie oceny zagrożenia i charakterystyki ryzyka w celu rozpoznania i zrozumienia w jaki sposób zagrożenia mogą przenikać do systemu – identyfikacja wszystkich biologicznych, chemicznych i fizycznych zagrożeń oraz sytuacji niebezpiecznych na każdym z kolejnych etapów SZW.

Moduł 4: Ocena proponowanego systemu – matryca szacowania ryzyka, klasyfikacja ryzyk.

Moduł 5: Identyfikacja środków kontroli, tj. narzędzi, dzięki którym ryzyko może być kontrolowane – bariery ochronne.

Moduł 6: Zdefiniowanie monitorowania środków kontroli – jakie wartości graniczne definiują akceptowalną ich skuteczność i w jaki sposób będą monitorowane – weryfikacja skuteczności barier – monitoring operacyjny (przeglądy, badania).

Moduł 7: Ustalenie procedur weryfikowania czy PBW są skuteczne i realizują cele zdrowotne konsumenta wody; opracowanie procedur zarządzania określających działania podejmowane w normalnych warunkach eksploatacji SZW oraz opisują kroki jakie należy podjąć w sytuacjach zdarzeń nadzwyczajnych.

Moduł 8: Opracowanie programów wspierających (szkolenia, modernizacja, strategie).

Moduł 9: Przygotowanie procedur zarządzania PBW.

Moduł 10: Ustalenie procedur dotyczących komunikacji wewnętrznej i zewnętrznej.

Moduł 11: Przegląd kontrolny w zakresie modułów 2-10 w tym przegląd PBW po incydencie, sytuacji kryzysowej – korekta zidentyfikowanych słabych obszarów PBW.

Brak identyfikacji zdarzeń niepożądanych może skutkować brakiem rozpoznania i opisanie ryzyka, co przekłada się na brak możliwości zarządzania ryzykiem, w tym budową skutecznych zaradczych środków bezpieczeństwa. Zagrożeniem jest możliwość popełnienia błędu I i II rodzaju. Błąd określenia charakteru ryzyka I rodzaju polega na odrzuceniu hipotezy o poznawalności ryzyka mimo, że w rzeczywistości ma ono charakter poznawalny. Błąd określenia charakteru ryzyka II rodzaju polega na przyjęciu hipotezy o losowości ryzyka mimo, iż w rzeczywistości jest ona fałszywa. Skutki przyjęcia fałszywej hipotezy o losowości ryzyka (błąd II rodzaju) powodują, że nie prowadzi się analiz jego rozpoznania i w ten sposób traci szansie uzyskania przewagi na konkurencją [115, 119, 122].

Metody oceny ryzyka [119, 121, 122, 128, 202] można podzielić na cztery ogólne kategorie:

- ilościowe – metody, które umożliwiają przetwarzania danych ilościowych oraz wyznaczenie danej wartości ryzyka,
- jakościowe – w odróżnieniu od ilościowych nie uwzględniają liczbowego wyznaczania wartości ryzyka, lecz pozwalają określić wyłącznie jego względny poziom oraz ustalić kategorię akceptacji,
- mieszane,
- eksperckie.

Szacowanie ryzyka w podejściu jakościowym jest najczęściej subiektywną oceną, opartą na dobrych praktykach i własnym doświadczeniu. Wynikiem pracy w takim podejściu są listy zagrożeń wraz z relatywnym wartościowaniem ryzyka, np.: niskie, średnie, czy wysokie. Metodologia ta jest bardzo elastyczna i pozwala na wszelkiego typu modyfikacje. Zatem, metody jakościowe umożliwiają dostarczenie szybko informacji, a uzasadnione ekonomicznie wyniki w zakresie identyfikacji zagrożeń i stosowania środków bezpieczeństwa mogą być sprawnie wdrażane. W analizie jakościowej wszelkie ryzyka i potencjalne skutki jego wystąpienia prezentowane są w sposób opisowy. Opisy te powinny zawierać bardzo dużo szczegółów wspomagających i definiujących podjęcie konkretnych działań i dokonanie wyboru odpowiednich środków zaradczych

[51, 59, 60, 122]. Korzyści z użycia metod jakościowych [87, 104, 158] to głównie fakt, iż kalkulacje i obliczenia (jeżeli występują) są proste i zrozumiałe, a ich aplikacje:

- w większości nie wymagają oszacowania informacji rozumianej jako: dostępność, poufność, integralność,
- nie wymagają ilościowego wyznaczenia skutków i częstotliwości wystąpienia zagrożeń,
- nie obejmują szacowania kosztów ujętych w opracowaniu sposobów postępowania z ryzykiem i obliczania zysku lub strat,
- wskazują wrażliwe obszary ryzyka, na które konieczne jest zwrócenie uwagi,
- dają możliwość rozpatrywania i uwzględnienia dodatkowych elementów, np. wizerunek przedsiębiorstwa, kultura organizacyjna, kadrowa struktura wiekowa, itp.,
- są możliwe nawet przy braku konkretnych informacji i danych ilościowych, lub zasobów, które są potrzebne przy szacowaniu ryzyka metodami ilościowymi.

W podejściu ilościowym przy szacowaniu ryzyka najważniejsze jest określenie dwóch podstawowych parametrów, tj. prawdopodobieństwa wystąpienia danego zdarzenia niebezpiecznego (p) oraz ocena jego skutków (C). Zatem w podejściu tym ryzyko (r) wyrażane jest podstawową formułą matematyczną (69, 109, 115-129, 159, 160, 165-174, 202-209, 212, 213) (metoda matrycowa):

$$r = p \cdot C \quad (2.1.)$$

Prawdopodobieństwo (p) wyznaczone jest najczęściej na podstawie zgromadzonych danych historycznych lub wiedzy eksperckiej. Natomiast, skutki mogą być określone przez ocenę wyników zdarzeń niepożądanych generujących dane zagrożenie odniesionych do danych opartych na wiedzy historycznej. Skutek (C) jako zmienna może być wyrażony w różnych kategoriach (finansowych, technicznych, operacyjnych, zasobów ludzkich, społecznych, środowiskowych). Jakość całej analizy ryzyka zależy przede wszystkim od dokładności wskazanych wartości i statystycznej walidacji użytego modelu. Korzyści z użycia metod ilościowych to:

- szacowanie i wyniki są obiektywne i przez to mogą być porównywalne,
- wartość informacji (dostępność, integralność, poufność) może być wyrażona jedną wielkością, np. w środkach finansowych,
- wyniki szacowania ryzyka są określane w języku decydentów, mają swój wymiar finansowy i procentowy.

Natomiast do najczęstszych ograniczeń metod ilościowych należą:

- kompleksowość kalkulacji, która w przypadku braku precyzyjnego opisu i wytłumaczenia może skutkować brakiem uznania wyników szacowania ryzyka przez analityka, a w konsekwencji przez kadry zarządzające, którzy traktują wnioski przeprowadzonych analiz jako rezultat tzw. czarnej skrzynki,
- utrudnienia w praktycznym i powszechnym stosowaniu metod ilościowych w sytuacji braku dostępu do zautomatyzowanych narzędzi czy aplikacji informatycznych,
- konieczność gromadzenia wymiernych informacji na temat środowiska IT, zabezpieczeń, zasobów.

Zarówno metody ilościowe, jak i metody jakościowe, mają swoje słabe strony. Do najistotniejszych, w przypadku metod jakościowych, należy mała precyzyjność identyfikacji możliwych zdarzeń niepożądanych, co przekłada się na brak właściwej identyfikacji potrzeby jak i barier ochronnych w zakresie bezpieczeństwa dostaw wody. Natomiast kluczową słabą stroną metod ilościowych jest duża złożoność oceny ryzyka ujętego w rozbudowanych formułach matematycznych zmiennych reprezentujących wielowymiarową przestrzeń zdarzeń niebezpiecznych gromadzonych w długim horyzoncie czasowym i licznych bazach danych.

Zależność wystąpienia zdarzenia niepożądanego i jego negatywnych skutków jest najczęściej przedstawiana za pomocą dwuparametrycznej macierzy ryzyka [22]. Przyjmując odpowiednią skalę przyporządkowania wartości wag zmiennym analizy można stosować macierze o wymiarach: 3×3 ; 5×5 , 4×5 , 7×5 , 7×7 , czy 9×9 , lub wymiarze zdefiniowanym przez zespół ds. zarządzania ryzykiem w zależności od indywidualnych cech SZW. W prostej dwuparametrycznej macierzy o wymiarze 3×3 kategoryzowanie zmiennych ryzyka najczęściej przedstawia się następująco:

- dla prawdopodobieństwa p wagi przyjmuje się wg zasady:
 - prawdopodobieństwo małe – waga 1,
 - prawdopodobieństwo średnie – waga 2,
 - prawdopodobieństwo duże – waga 3,
- dla skutków C stosuje się następującą zasadę:
 - skutki małe – waga 1,
 - skutki średnie – waga 2,
 - skutki duże – waga 3,

Stosując wzór (2.1) otrzymujemy macierz przestawioną w tabeli 2.2. [128]

Tabela 2.2. Dwuparametryczna maczyca ryzyka

p \ C	małe (1)	średnie (2)	duże (3)
małe (1)	1	2	3
średnie (2)	2	4	6
duże (3)	3	6	9

W matrycowej metodzie wyznaczania wartości ryzyka dla wyżej zdefiniowanych prawdopodobieństw i skutków, najczęściej stosuje się następującą jego kategoryzację:

- ryzyko tolerowane – liczba punktów 1-2,
- ryzyko kontrolowane – liczba punktów 3-4,
- ryzyko nieakceptowalne – liczba punktów 6-9.

Dla złożonych SZW, oczywiście ilość parametrów determinujących ryzyko w analizie matrycowej można zwiększyć. Zespół profesora Janusza Raka z Politechniki Rzeszowskiej w swoich pracach badawczych [14, 114-129, 165-174] rekomenduje w złożonych analizach szacowania ryzyka stosowanie trój-, cztero- czy pięcioparametrycznych matryc, pozwalających na precyzyjniejsze opracowywanie barier ochronnych jak i skuteczne zarządzanie ryzykiem.

W matrycach trójparametrycznych w analizach ryzyka SZW wprowadza się trzecią zmienną podatność – V, a ryzyko wyznacza się wg poniższego wzoru (2.2) [114-129]:

$$r = p \cdot C \cdot V \quad (2.2.)$$

Przykładem takiej matrycy jest ocena SZW z uwzględnieniem podatności na występowanie awarii, gdzie zmienne przyjmują poniższe wartości:

- prawdopodobieństwo p:
 - niemożliwe (1 na 100 lat) – waga 0,1,
 - sporadycznie możliwe (1 na 20 lat) – waga 1,
 - mało prawdopodobne (1 na 10 lat) – waga 2,
 - całkiem prawdopodobne (1 na rok) – waga 5,
 - bardzo prawdopodobne (10 razy na rok) – waga 10,
- skutki C:
 - mała strata (lokalne obniżenie ciśnienia wody w sieci rozdzielczej, możliwe odczuwalne przerwy w dostawach wody na wyższych piętrach) – waga 1,
 - średnia strata (spadek dobowej produkcji wody (Q_{dmax}) do 70% wartości nominalnej (Q_n) lub przerwy w dostawie wody trwające do 2h, pojedyncze skargi konsumentów, strata finansowa do 50 000 zł) – waga 3,

- duża strata ($Q_{dmax} < 50 \div 70\% Q_n$ przerwy w dostawie wody 2÷12 h dla konsumentów poszczególnych osiedli; strata finansowa 500 000zł) – waga 7,
- bardzo duża strata ($Q_{dmax} < 30 \div 50\% Q_n$ przerwy w dostawie wody 12÷24 h dla konsumentów poszczególnych osiedli; strata finansowa 100 000 do 1 000 000 zł) – waga 15,
- poważna katastrofa ($Q_{dmax} < 30 Q_n$; spadek ciśnienia w sieci wodociągowej, awaria magistrali, przerwy w dostawie wody >24h dla poszczególnych osiedli, dzielnic, całego miasta, strata finansowa powyżej 1 000 000 zł) – waga 50,
- podatność V:
 - bardzo mała podatność (bardzo duża oporność na awarię) – waga 0,5,
 - mała podatność (duża oporność na awarię) – waga 1,
 - średnia podatność (średnia oporność) – waga 2,
 - duża podatność (mała oporność) – waga 6,
 - bardzo duża podatność (mała oporność/ duża oporność na awarię) – waga 10 [124, 128].

Przy zastosowaniu pięciu kategorii ryzyka w poniższej tabeli 2.3. przedstawiono jego rozkład [114-128, 165-174].

Tabela 2.3. Rozkład wartości dla pięcioparametrycznej maczyzy ryzyka [124, 128]

Klasa	Skala opisowa	Wartości liczbowe
1	zaniedbywane	$0,05 < r \leq 5$
2	tolerowane	$5 < r \leq 50$
3	kontrolowane	$50 < r \leq 200$
4	nietolerowane	$200 < r \leq 400$
5	nieakceptowalne	$400 < r \leq 5000$

Zarządzanie bezpieczeństwem SZW wymaga stosowanie systemu barier celem zwiększenia niezawodności jego funkcjonowania. W takim podejściu do zarządzania ryzykiem w jego złożonych analizach zasadnym jest wprowadzenie czwartej zmiennej określającej poziom ochrony. W zaproponowanej przez Autorów [124, 128] metodyce analitycznej wagi każdej ze zmiennych przyjmują wartości: 1, 2, 3, dla których zgodnie z równaniem 2.3 ryzyko przyjmuje wartości od 0,33 do 27 (Tabela 2.4.).

W poniższym wzorze przedstawiono macrycę czteroparametryczną [128]:

$$r = \frac{p \cdot C \cdot N}{O} \quad (2.3.)$$

gdzie:

p – waga punktowa związana z prawdopodobieństwem wystąpienia zdarzenie niepożądanego,

C – waga punktowa związana ze stratami,

N – waga punktowa związana z liczbą mieszkańców narażonych na zagrożenie,

O – waga punktowa związana z systemami barier i ochrony SZW [124, 128].

Tabela 2.4. Kategoryzacja ryzyka dla czteroparametrycznej macrycy uwzględniającej system barier [124, 128]

Kategoria ryzyka	Skala punktowa
tolerowane	$0,33 \leq r \leq 3,0$
kontrolowane	$4,0 \leq r \leq 8,0$
nieakceptowalne	$9,0 \leq r \leq 27$

Analizy ryzyka za pomocą metody macrycowej jest metodą elastyczną. Umożliwia rozbudowę macryc zgodnie z aktualnymi potrzebami w procedurach zarządzania ryzykiem. Niezależnie od przyjętej struktury macrycy końcowym etapem analizy jest klasyfikacja ryzyka do odpowiednio zdefiniowanej jego kategorii [124, 126, 128, 166, 173, 202, 206, 207, 208, 212, 213].

Z uwagi na fakt, że metody jakościowe jak i ilościowe szacowania ryzyka charakteryzują się zarówno zaletami jak i wadami, dlatego w prowadzeniu analiz i ocen ryzyka dostaw wody do konsumenta zalecane jest stosowanie kombinacji tych dwóch podejść. Stosowane są analizy jakościowe oparte na metodach scenariuszowych do identyfikowania wszystkich obszarów ryzyka i jego skutków, przy równoczesnym użyciu ilościowej analizy do określenia kosztów skutków wystąpienia ryzyka [14, 82].

Kolejną metodą stosowaną w szacowaniu ryzyka w systemach zaopatrzenia w wodę jest metoda ekspercka. Należy ona do grupy intuicyjnych metod heurystycznych. Podstawą tej metody jest wykorzystanie wiedzy ekspertów z wielu dziedzin eksploatacji SZW (w zakresie uwarunkowań technicznych, środowiskowych, ekonomicznych, organizacyjnych, etc.) do celów prognozowania i określania potencjalnych zachowań SZW w różnych dynamicznie zmieniających się warunkach eksploatacji. Eksperci biorący udział w metodzie mieszanej analizy ryzyka, wyrażają swoje opinie w temacie badanego zjawiska. Największymi zaletami wynikającymi z wykorzystania metody eksperckiej są [68]:

- ustalenie zbieżnego stanowiska w obszarze badawczym, charakteryzującym się wysokim poziomem niepewności lub brakiem dowodów empirycznych,
- efekt łączenia wiedzy i doświadczenia z różnych dziedzin uzyskany dzięki wiedzy zaangażowanych do badania ekspertów,
- wieloetapowość postępowania w ocenie ryzyka,
- niezależność opinii ekspertów,
- brak negatywnych aspektów komunikacji bezpośredniej,
- dokładność, szczegółowość i zakres pozyskiwanych danych,
- obiektywizm uzyskanych rezultatów,
- możliwość zapoznania się z opiniami pozostałych ekspertów i weryfikacji swojego stanowiska w kolejnych etapach badania.

Jednak i ta metoda nie jest wolna od wad, a do najistotniejszych należy zaliczyć:

- uzyskany poziom informacji uzależniony jest od kompetencji zaangażowanych w proces analizy ryzyka ekspertów,
- wysoki poziom zależności uzyskanych wyników,
- trudności w pozyskaniu ekspertów o odpowiedniej wiedzy,
- brak możliwości bieżącej weryfikacji wyników badania w przypadku budowania prognoz długookresowych.

Rozwój zagadnień związanych z pojęciem bezpieczeństwa i ryzyka w różnych dyscyplinach badań naukowych skutkowało silnym rozwojem metod jego szacowania. W działalności przedsiębiorstw wodociągowych znalazły zastosowanie przede wszystkim metody mieszane – ilościowo jakościowe takie jak [51, 209, 211]:

- RMA (Risk Matrix Analysis) – matryca ryzyka, graficzna metoda oceny poziomu ryzyka za pomocą, np.: dwuwymiarowej macierzy, w której jedną zmienną jest prawdopodobieństwo wystąpienia zagrożenia, a drugą skutki tego zagrożenia [139];
- ETA (Event Tree Analysis) – analiza drzewa zdarzeń jest to technika identyfikacji zagrożeń i analizowania częstości ich występowania, w której stosuje się rozumowanie indukcyjne służące do przełożenia różnych zdarzeń inicjujących na możliwe rezultaty [14, 94, 98, 115-129, 141, 165-174];
- FEMA (Failure Mode and Effects Analysis) – analiza rodzajów i skutków niezdatności to analiza rodzajów i skutków możliwych błędów. Ma ona na celu zapobieganie skutkom wad, które mogą wystąpić zarówno w fazie projektowania oraz w fazie użytkowania systemu [27, 114, 131];

- FMECA (Failure Mode, Effects and Critical Analysis) – analiza rodzajów, skutków i krytyczności niezdatności jest to analiza rodzajów i skutków możliwych błędów, która ma na celu zapobieganie skutkom wad, które mogą wystąpić w fazie użytkowania [193];
- FTA (Fault Tree Analysis) – analiza drzewa niezdatności jest techniką identyfikacji zagrożeń i analizowania ich częstości, w której rozpoczyna się od niepożądanego zdarzenia i wyznacza się wszystkie sposoby jego pojawienia się. Przedstawia się je w sposób graficzny wyznaczając odpowiednie wartości prawdopodobieństw [5, 161];
- HAZOP (Hazard and Operability Study) – badanie zagrożeń i gotowości operacyjnej to podstawowa technika identyfikacji zagrożeń, w której w sposób systematyczny ocenia się każdą część systemu w celu przedstawienia sposobu pojawiania się odstępstw od założeń projektowych, z uwzględnieniem możliwości wywołania komplikacji [3, 8, 38, 211];
- HRA (Human Reliability Assessment) – analiza niezawodności człowieka jest to technika analizowania częstości, która bada wpływ ludzkiego działania na pracę systemu i ocenia wpływ błędów ludzkich na bezpieczeństwo i efektywność systemu [1, 9, 75, 91];
- PHA (Preliminary Hazard Analysis) – wstępna analiza zagrożeń jest to technika identyfikacji zagrożeń i analizowania ich częstości, która może być stosowana we wczesnym stadium projektowania do identyfikacji zagrożeń i oceny ich krytyczności elementów SZW [145];
- schemat blokowy niezawodności – jest techniką analizowania częstości, w której tworzy się model niezawodnościowy systemu w oparciu o warunki współzależności poszczególnych jego elementów w celu oceny jego nieuszkodzalności;
- CRA (Coarse Risk Analysis) – surowa analiza ryzyka jest to technika analizy szkodliwych zdarzeń, ich przyczyn, częstości wystąpienia oraz konsekwencji ich wystąpienia. Szacowanie ryzyka w CRA zazwyczaj ogranicza się do prezentowania kategorii prawdopodobieństwa i konsekwencji [139];
- QMRA/QCRA (Quantitative Microbial/Chemical Risk Analysis) – ilościowa mikrobiologiczna lub chemiczna ocena ryzyka to technika identyfikacji zanieczyszczeń mikrobiologicznych/chemicznych w celu wyznaczenia miejsca zagrożenia i oszacowanie ryzyka dla zdrowia ludzkiego. Składa się ona

z: identyfikacji zagrożeń, oceny wpływu poziomu zanieczyszczenia na skutki zdrowotne (dawka-odpowiedź), oceny drogi narażenia (wielkość i czas trwania narażenia, liczba i kategorie osób narażonych) oraz charakterystyki ryzyka (integracja informacji w jednym modelu matematycznego, aplikacja metod Monte-Carlo) [12] również w odniesieniu do chorób wodopochodnych [86, 191, 211];

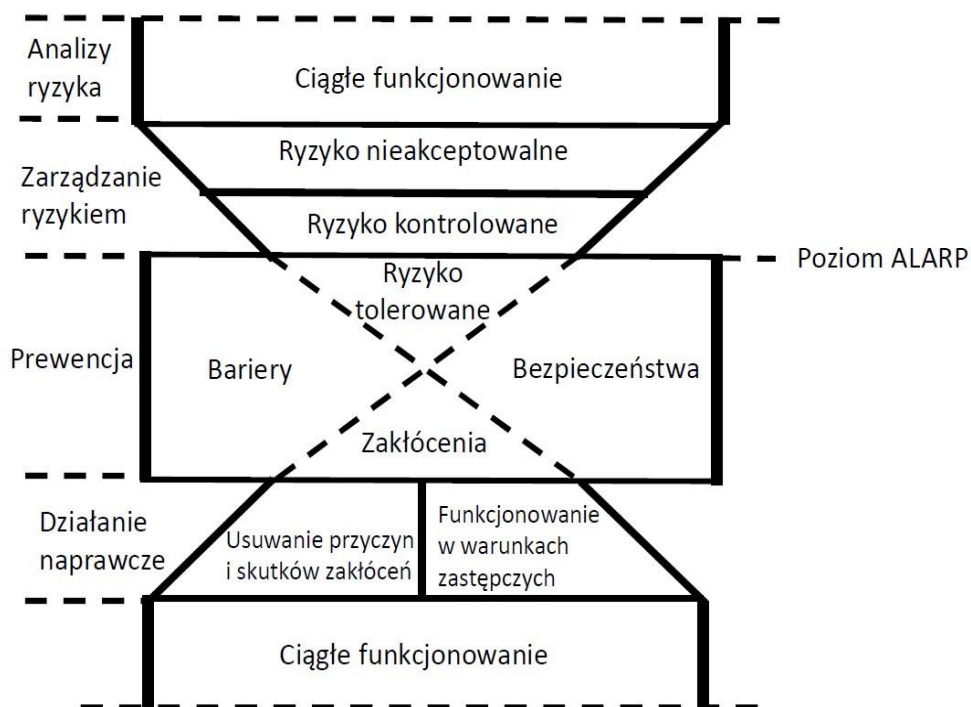
W Dyrektywie [32] została przywołana norma [96] do budowy systemu analizy ryzyka dostaw wody w całym łańcuchu od ujęcia (zlewnia) do kranu u konsumenta. Dyrektywa nakłada na wszystkich interesariuszy procesu dostaw wody w tym na podmioty realizujące zaopatrzenie w wodę, prowadzenia działalności podstawowej w oparciu o analizę ryzyka. Niezbędne jest wykonanie tej analizy w sposób szczegółowy, wykorzystując dostępne narzędzia. Jednocześnie norma jasno wskazuje, iż proces analizy ryzyka ma uwzględniać specyfikę danego SZW. Należy wziąć pod uwagę różnorodność wszystkich elementów i ich wzajemne powiązania, techniczno-technologiczne, w tym odniesienie do warunków środowiskowych – jakość wody w punkcie poboru wody do celów wodociągowych. Jedną z pochodnych tej analizy jest wprowadzenie elastycznych zasad monitorowania jakości wody. Dostawca wody po uzyskaniu zgody powinien zweryfikować system monitoringu jakości wody pod kątem faktycznych zagrożeń, a nie jedynie sformalizowanych wymagań. Wykonana poprawnie analiza ryzyka z jednej strony umożliwia ograniczenie zakresu i częstotliwości badań lub nawet usunięcie parametru z monitorowania, gdy nie ma podstaw do stwierdzenia, iż stwarza on potencjalne zagrożenia dla zdrowia publicznego. Z drugiej strony umożliwia monitorowanie i podjęcie działań, gdy zostanie stwierdzone potencjalne zagrożenie dla zdrowia publicznego.

Literatura przedmiotu [1, 3, 8, 12, 14, 20, 26, 40, 47, 58, 59, 61, 68, 69, 82, 101, 109, 110, 115-129, 131, 165-174, 182-214] dotycząca ryzyka dostaw wody, planów bezpieczeństwa wody jest bardzo bogata. Przedstawiane są modele, np.: QMRA, matryce ryzyka, klasyfikacja ryzyka dla danych elementów SZW oraz modele wspomagające podjęcie decyzji o zasadności ustanowienia strefy ochrony pośredniej dla punktu poboru wody ze środowiska. Dotyczy to każdego elementu systemu wodociągowego punktu poboru wody ze środowiska, systemów uzdatniania i dystrybucji wody oraz wewnętrznych systemów wodociągowych. Jednak wydaje się, iż możliwości systemów gis'owych nie znalazły jeszcze szerokiego zastosowania w budowie systemu

zarządzania ryzykiem, pomimo iż wiele przedsiębiorstw posiada GIS, stanowiący narzędzie dokumentujące infrastrukturę wodociągową.

W przypadku wystąpienia w danym czasie, na danym obszarze kilku zdarzeń niepożądanych mogących generować straty, ryzyko całościowe jest sumą poszczególnych ryzyk. Wrażliwość narażenia SZW można również definiować efektem czynnika i jego siłą. Określenie właśnie tej wrażliwości lub poszczególnych jej elementów jest empiryczną częścią modelu ryzyka [41].

Zgodnie z wytycznymi WHO oraz normą PN-EN 15 975 na analizę ryzyka składają się: identyfikacja wszystkich zdarzeń i sytuacji niebezpiecznych wraz z określeniem zagrożeń, szacowanie prawdopodobieństwa wystąpienia zdarzenia, szacowanie podatności na zagrożenie (wrażliwości) oraz zdefiniowanie skutków tego zdarzenia. Podstawową zasadą obowiązującą podczas szacowania ryzyka jest fakt, iż nie jest możliwe całkowite wyeliminowanie ryzyka. W procedurach zarządzania ryzykiem podejmowane są działania mające na celu jego minimalizację z uwzględnieniem bezpieczeństwa i kosztów. Ma tutaj zastosowanie zasada ALARP (As Low As Reasonable Practicable) [119, 127, 128, 201] rys 2.2.



Rys. 2.2. Rozkład ryzyk w odniesieniu dla zasady ALARP

Analiza ryzyka to ustalenie jego wartości, natomiast ocena ryzyka to porównanie wyznaczonych wartości z kryteriami akceptowalności, stanowiąca podstawę analizy bezpieczeństwa. Zarządzanie ryzykiem dostaw wody od źródła do kranu u konsumenta jest najlepszą metodą zapewnienia dostaw bezpiecznej wody [93].

Nieodłącznym elementem w zarządzaniu ryzykiem są analizy statystyczne. Dziś procedury statystyczne stanowią standardowe postępowanie w analizie danych. W niniejszej pracy zastosowano statystykę do analizy wartości cechy zmiennej, testowania postawionych hipotez. Jednym z elementów analizy danych zbioru wartości zmiennych jest wyznaczenie statystyk opisowych, tj. minimum, maksimum, średniej, mediany, kwartyła I i III rzędu oraz odchylenia standardowego. Powyższe elementy statystyczne charakteryzuje natężenie wartości zmiennej.

W testowaniu hipotez statystycznych formułowana jest hipoteza zerowa H_{i0} , która zakłada zgodność testowanej wartości / zbioru danych z estymowaną wartością oraz hipoteza alternatywna H_{i1} . Prowadzenie analizy statystycznej mającej na celu weryfikację zgodności testowanej wartości zmiennej z hipotezą zerową, tj. nie stwierdzono podstaw do jej odrzucenia czy też hipoteza H_{i0} , zostanie odrzucona nazywa się testowaniem statystycznym. Podczas testowania statystycznego mogą wystąpić błędy pierwszego rodzaju, tj. odrzucenie hipotezy H_{i0} gdy jest ona prawdziwa. Natomiast błąd drugiego rodzaju to przyjęcie hipotezy H_{i0} gdy jest ona fałszywa. W tabeli 2.5. przedstawiono istotę procedur testowania statystycznego [129].

Tabela 2.5. Istota procedur testowania statystycznego [129]

Sytuacja	hipoteza H_{i0} jest prawdziwa	hipoteza H_{i0} jest fałszywa
Decyzja		
Odrzucić H_{i0}	błąd pierwszego rodzaju – prawdopodobieństwo α	decyzja prawidłowa prawdopodobieństwo $1-\beta$
Przyjąć H_{i0}	decyzja prawidłowa prawdopodobieństwo $1-\alpha$	błąd drugiego rodzaju – prawdopodobieństwo β

Moc testu statystycznego należy identyfikować prawdopodobieństwem odrzucenia hipotezy H_{i0} , gdy prawdziwa jest hipoteza alternatywna H_{i1} . W pracy przyjęto poziom istotnością $\alpha=0,05$. W przypadku, gdy hipoteza H_{i0} nie sprawdza się na tym poziomie istotności to hipotezę tą odrzucono [129].

Do testowania zgodności rozkładu zmiennej niezależnej z rozkładem normalnym stosuje się test Kołmogorowa-Smirnowa. Jest to test nieparametryczny używany do porównywania rozkładów jednowymiarowych cech statystycznych.

2.3. System zapewnienia bezpieczeństwa wody, na podstawie legislacji krajowej

2.3.1. Kompetencja i zakres obowiązków wynikających z legislacji krajowej w zakresie dostaw wody do spożycia przez ludzi

Na gruncie prawa krajowego kwestie zaopatrzenia w wodę i jakości wody w kranie u konsumenta są regulowane przez: ustawę Prawo Wodne (UPW) [181], Ustawę o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (UOZZW)[184] oraz Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (RMZ) (obowiązujące, kolejno w latach 2008-2021) [132-134].

Ustawy UPW i UOZZW definiują pojęcie wody do spożycia jako:

- a) wodę w stanie pierwotnym lub po uzdatnieniu, przeznaczoną do picia, przygotowania żywności lub innych celów domowych, niezależnie od jej pochodzenia i od tego, czy jest dostarczana z sieci dystrybucyjnej, cystern, w butelkach lub pojemnikach,
- b) wodę wykorzystywaną przez przedsiębiorstwo produkcji żywności do wytworzenia, przetworzenia, konserwowania lub wprowadzania do obrotu produktów albo substancji przeznaczonych do spożycia przez ludzi.

Ustawa UPW reguluje gospodarowanie wodami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju, w szczególności kształtowanie i ochronę zasobów wodnych, korzystanie z wód oraz zarządzanie zasobami wodnymi. Zarządzanie zasobami wodnymi służy zaspokajaniu potrzeb ludności i gospodarki oraz ochronie wód i środowiska związanego z tymi zasobami. Na dostawców wody ustawa nakłada zdefiniowane obowiązki korzystania z zasobów naturalnych jak opłaty za pobór wody, czy obowiązek raportowania w zakresie informacji o jakości wody powierzchniowej w miejscu jej ujmowania do celów wodociągowych wraz z jej klasyfikacją, wykonaną na podstawie odrębnych przepisów. Raporty są kierowane do Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, Inspektora Ochrony Środowiska oraz Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego. Ponadto UPW nakłada na dostawców wody (art. 133) obowiązek wykonania analizy ryzyka celem stwierdzenia zasadności ustanowienia terenu ochrony bezpośredniej i pośredniej ujęcia wody. Analiza ryzyka ma obejmować ocenę zagrożeń zdrowotnych z uwzględnieniem czynników negatywnie wpływających na jakość ujmowanej wody, przeprowadzoną w oparciu o analizy hydrogeologiczne lub hydrologiczne oraz dokumentację hydrogeologiczną lub hydrologiczną, analizę

identyfikacji źródeł zagrożenia wynikających ze sposobu zagospodarowania terenu, a także o wyniki badania jakości ujmowanej wody. UPW reguluje również zasady zarządzania ryzykiem powodziowym, w tym sporządzanie map zagrożenia powodziowego i map ryzyka powodziowego.

Natomiast, UOZZW (art. 5.1) określa obowiązki przedsiębiorstw wodociągowych, w tym obowiązek zapewnienia zdolności posiadanych urządzeń wodociągowych i urządzeń kanalizacyjnych do realizacji dostaw wody w wymaganej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem oraz dostaw wody i odprowadzania ścieków w sposób ciągły i niezawodny, a także nakłada na określone podmioty obowiązek zapewnienia przez nie należytej jakości dostarczanej wody i jakości odprowadzanych ścieków. Ustawa ta nakłada również na dostawcę wody obowiązek prowadzenia kontroli wewnętrznej jakości wody. Jednocześnie zapisy UOZZW (art. 3.1) określają, iż zaopatrzenie zbiorowe jest zadaniem własnym gminy. Zapis ten obliguje władze gminne do kompleksowego podejścia do zagadnień związanych z bezpieczeństwem wody, a w szczególności na działania zmierzające do ochrony wody w środowisku naturalnym, wykorzystywanej jako źródło do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi. Niewątpliwie podkreślenia wymaga fakt, iż UOZZW nie obejmuje regulacją prawną podmiotów realizujących hurtowe dostawy wody do lokalnych przedsiębiorstw wodociągowych. Podmioty takie nie realizują tych usług w imieniu gminy, co skutkuje iż nie prowadzą zbiorowego zaopatrzenia, a co za tym idzie nie podlegają pod przepisy wykonawcze, które zostały wydane na podstawie tej ustawy.

W UOZZW zapisana jest delegacja (art. 13), na podstawie której Minister Zdrowia określa zarówno wymagania stawiane jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, jak i system prowadzenia kontroli urzędowej jakości wody. Nadane są też bezpośrednio kompetencje Państwowej Inspekcji Sanitarnej (art. 12) do:

- wydawania ocen higienicznych na zastosowanie materiałów i wyrobów używanych do uzdatniania wody przeznaczonej do spożycia, które w RMZ jest delegowane na PPIS oraz na PGIS
- wydawania zgody na zastosowanie nowych technologii uzdatniania wody, które w RMZ jest delegowane na PWIS.

Zgodnie z zapisami RMZ (art. 9) [134], badanie pobranych próbek wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi mogą wykonywać laboratoria Państwowej Inspekcji Sanitarnej lub inne laboratoria o udokumentowanym systemie jakości prowadzonych badań wody, zatwierdzonym przez Państwową Inspekcję Sanitarną. Ustawa UOZZW w artykule 12,

doprecyzowuje wymagania systemu jakości prowadzonych badań wody. Ponadto nakłada obowiązek na wójta, burmistrza, czy prezydenta miasta obowiązek informowania mieszkańców o jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

RMZ jako akt wykonawczy do UOZZW, określa w artykule 1 [134]:

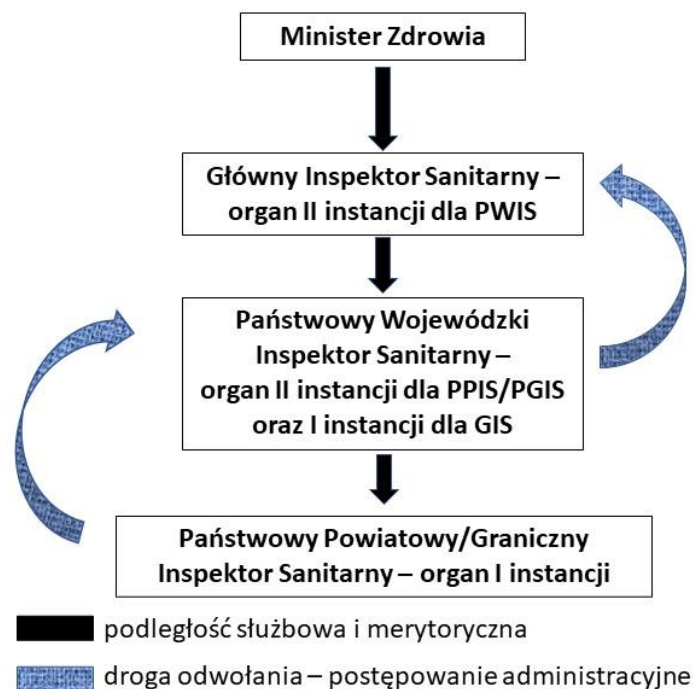
- wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- sposób oceny przydatności wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- minimalną częstotliwość i miejsca pobierania do badania próbek wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- zakres badania wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- program monitoringu jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- sposób nadzoru nad materiałami i wyrobami stosowanymi w procesach uzdatniania i dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- sposób nadzoru nad laboratoriami wykonującymi badania jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- sposób informowania konsumentów o jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi,
- sposób postępowania przed organami Państwowej Inspekcji Sanitarnej w przypadku, gdy woda przeznaczona do spożycia przez ludzi nie spełnia wymagań jakościowych.

Kontrola jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, zgodnie z zapisami ww. aktów prawnych jest prowadzona w ramach kontroli urzędowej przez organy PIS, przedsiębiorstwa wodociągowe realizujące zbiorowe zaopatrzenie w wodę oraz podmioty dostarczające lub wykorzystujące wodę pochodzącą z indywidualnego ujęcia w ramach działalności gospodarczej lub w budynkach użyteczności publicznej, budynkach zamieszkania zbiorowego, lub w podmiotach działających na rynku spożywczym, wykorzystujących wodę (kontrola wewnętrzna).

2.3.2. Struktura kontroli urzędowej

Zgodnie z ustawą o Państwowej Inspekcji Sanitarnej [180] jednostką administracji państwowej powołaną do realizacji zadań z zakresu zdrowia publicznego jest Państwowa Inspekcja Sanitarna (PIS), która składa się z trzech stopni organizacji (rys. 2.3). Na szczeblu krajowym PIS kieruje Główny Inspektor Sanitarny, który jest powoływany przez Ministra Zdrowia. Na szczeblu wojewódzkim nadzór sprawuje właściwy

państwowy wojewódzki inspektor sanitarny (PWIS), na szczeblu lokalnym, tj. poziomie gminy, miasta na prawach powiatu bezpośredni nadzór sprawuje, zgodnie z właściwością miejscową właściwy państwowy powiatowy inspektor sanitarny (PPIS) oraz w zakresie przejść granicznych właściwy państwowy graniczny inspektor sanitarny (PGIS). Struktura organizacyjna PIS odzwierciedla, zgodnie z kodeksem postępowania administracyjnego, dwuinstancyjność postępowania. Organem II instancji w stosunku do PPIS/PGIS jest PWIS, a w stosunku do PWIS jest to Główny Inspektor Sanitarny (rys. 2.3.).



Rys. 2.3. Struktura organizacji Państwowej Inspekcji Sanitarnej

Zgodnie z opisaną strukturą, Minister Zdrowia w odpowiednich aktach prawnych w zakresie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi przyporządkował odpowiednie zadania danemu poziomowi organizacji PIS. Drogę odwoławczą przedstawiono na rys. 2.3 Organem odwoławczym dla PPIS oraz PGIS jest PWIS, a dla PWIS organem odwoławczym jest Główny Inspektor Sanitarny.

Do zadań PPIS jak i PGIS zgodnie z właściwością miejscowo w zakresie nadzoru nad jakością wody przeznaczonej do spożycia należy:

- kontrola terminowości przekazywania raportów z badań wody wykonywanych w ramach realizacji uzgodnionego harmonogramu kontroli jakości wody,

- weryfikacja poprawności realizacji obowiązków wynikających z udzielonej przedsiębiorstwom wodociągowym (PW) i podmiotom dostarczającym lub wykorzystującym wodę pochodzącą z indywidualnego ujęcia w ramach działalności gospodarczej (PDG) zgody na odstępstwo, celem zapewnienia należytej jakości dostarczanej wody, w tym wywiązywania się z realizacji harmonogramu działań naprawczych,
- akceptowanie, na wniosek PW lub PDG oceny ryzyka, wraz ze zmniejszeniem lub zwiększeniem częstotliwości badań i informowanie właściwego PWIS o akceptacji przedmiotowej oceny ryzyka i wprowadzeniu elastycznego systemu monitorowania jakości wody wraz z uzasadnieniem,
- analiza przekazanych przez PW i PDG, sprawozdań z badań jakości wody przeprowadzonych zgodnie z ustalonym na dany rok harmonogramem w zakresie ewentualnych zagrożeń zdrowotnych,
- gromadzenie, weryfikacja, analiza i ocena danych uzyskanych w wyniku prowadzonego monitoringu jakości wody,
- przekazywanie danych monitoringowych do PWIS, zgodnie z podległością,
- informowanie właściwego wójta (burmistrza, prezydenta miasta) o jakości wody na nadzorowanym obszarze,
- zatwierdzanie ocen ryzyka, w zakresie bezpieczeństwa dostaw wody do konsumenta,
- ocena ryzyka zdrowotnego konsumentów,
- pobieranie próbek wody do badań jakości wody,
- badania jakości wody zgodnie z ustalonym przez organy PIS planem działania na dany rok,
- kontrolne badania jakości wody po zakończeniu działań naprawczych, wykonanych przez podmioty, mające na celu sprawdzenie, czy woda spełnia wymagania,
- uzgadnianie przedkładanych przez PW i PDG harmonogramów pobierania próbek wody do badań jakości wody oraz zakresów badań wykonywanych przez te podmioty w danym roku,
- prowadzenie wykazów PW i PDG.

PPIS sprawuje bezpośredni nadzór nad jakością i bezpieczeństwem wody przeznaczonej do spożycia. Jest organem pierwszego i bezpośredniego kontaktu z dostawcami wody. Prowadzi działania na poziomie gminy czy powiatu i w swej działalności uwzględnia uwarunkowania lokalne, tj. składowe elementy SZW np. uwarunkowania środowiskowe,

charakterystyka podsystemów ujmowania, uzdatniania i dystrybucji wody. Organ szczebla wojewódzkiego PWIS z uwagi na zasięg miejscowych swych kompetencji realizuje następujące zadania:

- weryfikuje wykonywanie przez PW i PDG badań jakości wody zgodnie z ustalonym z PPIS, czy PGIS harmonogramem,
- analogicznie do PPIS czy PGIS jest upoważniony do akceptacji, na wniosek PW i PDG, zmniejszenia lub zwiększenia częstotliwości wykonywania badań oraz wydania zgody na włączenie lub wyłączenie z harmonogramu badań parametrów ustalonych w oparciu o wyniki oceny ryzyka oraz oceny bezpieczeństwa zdrowotnego konsumentów dla danej strefy zaopatrzenia do celów ochrony zdrowia ludzkiego lub zapewnienia jakości produkcji, dystrybucji i kontroli jakości wody,
- gromadzi, analizuje i ocenia uzyskane dane monitoringowe,
- przekazuje dane monitoringowe do Głównego Inspektora Sanitarnego,
- prowadzi nadzór nad PPIS oraz PGIS.

Minister Zdrowia dopuścił możliwość przejęcia kompetencji PPIS czy też PGIS przez organ wyższego szczebla PWIS do wykonywania czynności w ramach bieżącego nadzoru sanitarnego.

Na podstawie badań własnych oraz sprawozdań przekazanych przez PW oraz PDG organy PPIS oraz PGIS wydają decyzje o jakości wody. RMZ w zależności od jakości wody definiuje możliwość wydania czterech decyzji o przydatności wody (Tabela 2.6.). Organy PIS posiadają wyłączną kompetencję do oceny jakości wody. PPIS czy PGIS na podstawie danych dotyczących jakości wody, analizy skuteczności działań naprawczych oraz prowadzonego nadzoru w ramach działań własnych, wydaje okresowe oceny o stanie jakości wody. Oceny te zawierają informacje o jakości wody, w tym o przekroczeniach oraz ocenę ryzyka zdrowotnego konsumentów w danej strefie zaopatrzenia. Częstotliwość wydania tych ocen jest uzależniona od spełnienia wymogów RMZ oraz częstotliwości badań. Oceny te nie mogą być wydawane nie rzadziej niż raz na rok. Ponadto organy PIS na podstawie tych ocen dokonują obszarowych ocen jakości wody i szacowania ryzyka zdrowotnego. W ocenie obszarowej poza jakości wody należy uwzględnić informacje dotyczące:

- wielkości produkcji wody i sposobów jej uzdatniania,
- liczby zaopatrywanej ludności,

- przekroczeń wartości parametrycznych parametrów jakości wody ze wskazaniem ich wpływu na zdrowie konsumentów,
- zgłoszonych niepożądanych konsekwencji związanych ze spożyciem wody,
- prowadzonych działań administracyjnych w zakresie jakości wody,
- działań naprawczych prowadzonych przez PW lub PDG.

Tabela 2.6. Przydatności wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wydawane przez organy PIS

Decyzja - ocena	Warunek dot. stanu jakości wody
przydatność wody do spożycia	Woda spełnia wymagania określone w RMZ.
przydatność wody do spożycia na warunkach przyznanego odstępstwa	Jakość wody nie spełnia wymagań parametrów chemicznych (z wyłączeniem bromianów i ołowiu) i nie jest możliwe przywrócenie jej jakości do wymagań RMZ w terminie do 30 dni oraz jeżeli nie stanowi potencjalnego zagrożenia dla zdrowia ludzkiego, a zaopatrzenie nie może być realizowane niezwłocznie za pomocą innych środków.
warunkowa przydatność wody do spożycia	Jakość wody nie spełnia wymagań parametrów chemicznych RMZ (z wyłączeniem bromianów i ołowiu), a podjęte działania naprawcze są wystarczające do przywrócenia jej jakości do wymagań w terminie do 30 dni oraz jeżeli nie stanowi potencjalnego zagrożenia dla zdrowia ludzkiego. Stan taki może być stwierdzony w przypadku przekroczenia wartości parametrycznych dla parametrów mikrobiologicznych, organoleptycznych, fizykochemiczne i dodatkowych wymagań chemicznych oraz parametrów wyznaczonych w oparciu o analizę ryzyka i ocenę zdrowia ludzkiego, jeżeli woda nie stanowi zagrożenia dla zdrowia.
nieprzydatność wody do spożycia	Brak przydatności wody do spożycia w przypadku przekroczenia parametrów mikrobiologicznych RMZ oraz w sytuacji, gdy jej jakość zagraża zdrowiu konsumentów, jednocześnie po przeprowadzeniu oceny bezpieczeństwa zdrowotnego konsumentów PPIS czy PGIS stwierdza czy woda może być wykorzystywana do innych celów niż do spożycia.

PPIS jak i PGIS wydaje ocenę obszarową dla strefy zaopatrzenia, obszaru gminy i powiatu. PWIS wydaje ocenę obszarową dla obszaru województwa, a Główny Inspektor Sanitarny dla całego kraju. Ocenę ta wydaje się nie rzadziej niż raz na rok.

PPIS oraz PGIS przekazuje te oceny do wójta (burmistrza/prezydenta miasta) celem podjęcia przez władze działań mających na celu zaopatrzenie konsumentów w wodę o właściwej jakości. Natomiast PWIS jako organ II instancji przekazuje oceny do marszałka województwa. Władze lokalne w oparciu o przekazane informacje są zobowiązane do informowania konsumentów o jakości i bezpieczeństwie wody, sposobie prowadzenia nadzoru i ewentualnych działań mających na celu zwiększenie, czy też zapewnienie niezawodności dostaw bezpiecznej wody.

2.3.3. Struktura kontroli wewnętrznej podmiotów realizujących zaopatrzenie w wodę

Kontrola wewnętrznej jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest integralną częścią działalności przedsiębiorstw wodociągowych. Prowadzenie prawidłowej kontroli wewnętrznej jakości wody stanowi podstawowe narzędzie potwierdzające, iż dostarczana woda jest bezpieczna dla konsumentów. Poza kontrolą jakości badań w punktach zgodności, przedsiębiorstwa wodociągowe realizują badania jakości wody w ramach monitoringu operacyjnego, który służy weryfikacji prawidłowości prowadzenia eksploatacji SZW. Dla organów z zakresu zdrowia publicznego kontrola wewnętrzna stanowi podstawowe źródło wiedzy o jakości wody, w oparciu o które wydawane są oceny o stanie jakości wody. Ponadto w przypadku stwierdzenia sytuacji wystąpienia niezgodności jakości wody z RMZ, identyfikacja przyczyn czy uzgadnianie z PIS działań naprawczych, umożliwia prowadzenie nadzoru nad zagrożeniami dotyczącymi zdrowia publicznego, w tym identyfikację etiologii chorób wodopochodnych czy minimalizację ryzyka spożycia wody o niepewnej jakości. Informacje o jakości wody powinny wskazywać kierunek rozwoju PW czy PDG obejmujące, m. in. zmianę technologii uzdatniania wody, modernizację systemu dystrybucji wody, czy uruchomienie dodatkowych punktów dochlorowania wody w celu zapewnienia stabilności mikrobiologicznej wody. Wyniki z kontroli wewnętrznej powinny stanowić wskazówkę dla decydentów o konieczności podjęcia decyzji, np. o ochronie ujęć wód ujętej w planach zagospodarowania przestrzennego, czy konieczności likwidacji zidentyfikowanych źródeł zanieczyszczania naturalnych zasobów wód.

Zgodnie z zapisami RMZ wewnętrzna kontrola jakości wody realizowana przez PW oraz PDG obejmuje:

- wykonywanie badań jakości wody w urządzeniach wodociągowych w zdefiniowanym zakresie i częstotliwości oraz każdorazowo po wystąpieniu okoliczności mogących spowodować zmianę jakości wody, szczególnie jej pogorszenie, w następstwie awarii sieci wodociągowej, awarii systemu uzdatniania wody, wymiany sieci wodociągowej, oddania do użytku nowego odcinka sieci wodociągowej, powodzi, intensywnych opadów, suszy lub w przypadku zdarzenia radiacyjnego – w uzgodnieniu z państwowym wojewódzkim inspektorem sanitarnym,
- informowanie PPIS, PGIS oraz władz lokalnych o przekroczeniach wartości parametrycznych w ściśle określonych terminach oraz w uzgodnieniu z PPIS oraz

- PGIS sposobie ustalenia miejsca i przyczyny niezgodności z wymaganiami (weryfikacja warunków eksploatacyjnych SZW) i prowadzeniu działań naprawczych, np.: zwiększenie dawki dozowanego dezynfektanta, płukanie sieci – w terminie nie dłuższym niż 3 dni robocze od dnia przekazania informacji,
- ustalenie harmonogramu pobierania próbek wody w SZW do badań jakości wody, zgodnie z określoną częstotliwością.

W podsystemie ujmowania i uzdatniania wody kontrola jakości powinna obejmować jakość wody ujmowanej ze środowiska, wody w ciągu technologicznym na stacji uzdatniania oraz w miejscu jej wtłoczenia do sieci dystrybucji. Kontrola jakości wody w tych punktach jest wykorzystywana do kontroli efektywności eksploatacji stacji uzdatniania wody (SUW) oraz potwierdzenia, że woda wtłaczana do sieci jest stabilna mikrobiologicznie i chemicznie, a co za tym idzie jest bezpieczna dla konsumenta. Punkty zgodności w podsystemie dystrybucji powinny być rozmieszczone równomiernie, co gwarantuje skuteczną kontrolę potencjalnego wtórnego zanieczyszczenia wody. Ponadto, badania jakości wody w podsystemie dystrybucji powinny weryfikować również prawidłową pracę SUW, np. poprzez kontrolę stężeń ubocznych produktów dezynfekcji wody. Podwyższone stężenia trihalometanów (THM) w punktach zgodności (gdy woda jest dezynfekowana chlorem) może świadczyć o niewystarczającym poziomie usunięcia matrycy organicznej (prekursorów THM). Ponadto badania w podsystemie dystrybucji wody umożliwiają identyfikację wtórnego zanieczyszczenia wody i stanowią podstawę do podjęcia działań naprawczych w pierwszej kolejności, a następnie do przeprowadzenia inwestycji, które zwiększają efektywność eksploatacji SZW, a tym samym podnoszą gwarancję dostaw bezpiecznej wody do konsumenta. Ustalenie częstotliwości badań oraz ich zakresu powinny być oparte na analizie ryzyka oraz uwzględniać ilość produkowanej i dystrybuowanej wody, co jest zdefiniowane w RMZ.

Informacje przekazane przez PW i PDG służbom sanitarnym są bardzo istotne z punktu widzenia ochrony konsumenta. Należy tu zaznaczyć, iż woda przeznaczona do spożycia przez ludzi jest wykorzystywana do produkcji żywności, zatem PPIS dokonuje kompleksowej oceny zdrowia publicznego oraz przekazuje tą ocenę organom administracji samorządowej i rządowej, które na podstawie legislacji są odpowiedzialne za zapewnienie odpowiedniego zdrowia publicznego, a co za tym idzie kontrolę bezpieczeństwa konsumenta wody.

3. Teza, cel i zakres pracy

Dokonany przegląd literatury jak i legislacji krajowej wskazuje, iż eksploatacja SZW jest rozumiana jako zadanie dostarczania wody w odpowiedniej ilości, jakości i pod wymaganym ciśnieniem, w dowolnej chwili doby. Niestety w tym kontekście, aspekt jakości wody interpretowany jest najczęściej jedynie jako zgodność z obowiązującymi wartościami parametrycznymi określonymi w RMZ bez dogłębnej analizy uwarunkowań i czynników determinujących potencjalne przekroczenia tych wartości. Elementy SZW obejmujące podsystemy ujmowania, uzdatniania i dystrybucji są traktowane często jako oddzielne elementy, niemające ze sobą związku przyczynowo skutkowego. Natomiast z uwarunkowań eksploatacji i roli SZW jego komponenty stanowią integralną całość, kształtującą poziom bezpieczeństwa wody przeznaczonej do spożycia dostarczanej do kranu u konsumenta. Aktualnie zarządzanie ryzykiem eksploatacji SZW w zakresie zapewnienia bezpieczeństwa dostaw wody jest prowadzone w większości przypadków metodą intuicyjną, opartą głównie na doświadczeniach pracowników.

Obecnie brak jest obligatoryjnego podejścia w ocenie realizacji zadań przez SZW, do integracji informacji pochodzącej z wielu źródeł, obejmujących: badania jakości wody, monitoring operacyjny pracy urządzeń i obiektów wodociągowych (o ile jest prowadzony), dane z eksploatacji SZW z pomiaru on-line (zarówno w odniesieniu do parametrów jakości wody jak i parametrów hydraulicznych), dane z okresowej oceny stanu technicznego infrastruktury wodociągowej, informacje z monitoringu środowiska, kontrole urzędowe jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Złożoność procedur analizy ryzyka dostaw wody oraz oparcie eksploatacji SZW na zasadach kompleksowego zarządzania ryzykiem w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu u konsumenta, wskazuje, iż brak uwzględniania integracji poszczególnych elementów SZW w codziennych procedurach eksploatacyjnych i kontrolnych jest absolutnie błędne i niezgodne z zasadami zarządzania ryzykiem. Dlatego, kwestie bezpieczeństwa dostaw wody, co wielokrotnie podkreśla profesor Rak [115-129, 165-174], należy analizować w podejściu holistycznym.

Obecnie, pomimo rozbudowanych systemów analitycznych dedykowanych do zarządzania eksploatacją SZW, w przedsiębiorstwach wodociągowych GIS jest wykorzystywany głównie do inwentaryzacji sieci wodociągowych i kanalizacyjnych.

Kolejną stosowaną funkcjonalnością GIS jest wizualizacja danych pochodzących z innych systemów, np. ze SCADY czy modelu hydraulicznego. Dostępne możliwości analitycznego systemów GIS nie są w pełni wykorzystywane, m.in. jako platformy do integracji danych w celu prowadzenia dogłębnych wieloczynnikowych analiz, w tym przestrzennych wspierających procesy decyzyjne, m. in. w procedurach zarządzania ryzykiem.

Uwzględniając powyższe luki badawcze w metodach analiz ryzyka SZW zdefiniowano tezę pracy zawierającą się w sformułowaniu, iż współczesny postęp rozwoju narzędzi informatycznych oraz powszechny dostęp do baz danych (GESUT uzbrojenie terenie, PRG – Państwowy Rejestr Granic, BDOO - Baza Danych Obiektów Ogólnogeograficznych, CLC – Corine Land Cover – pokrycie terenu, NMT - Numeryczny Model Terenu, KIEG – Krajowa Integracja Ewidencji Gruntów, KIMP Krajowa Integracja Miejscowych Planów Zagospodarowania Przestrzennego, EBIG Ewidencja Gruntów I Budynków, mapy powodziowe) pozwala na opracowanie wieloparametrycznego modelu przestrzennej analizy ryzyka (WiMPAR) bezpieczeństwa dostaw wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z wykorzystaniem geograficznego systemu informacyjnego.

Mając na uwadze powyższą tezę w pracy podjęto realizację głównego celu naukowego jakim jest budowa modelu analitycznego WiMPAR opartego na danych opisowych i przestrzennych z wykorzystaniem narzędzi IT oraz GIS, służącego do typowania obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa dostaw wody do konsumenta. W pracach badawczych wykorzystano dostępne narzędzia statystyczne analizy zbiorów danych zmiennych przeprowadzone z wykorzystaniem matrycowych metod szacowania ryzyka. Kluczową przesłanką do podjęcia powyższych badań w tym zakresie jest brak w literaturze przedmiotu kompleksowej metodyki łączącej dane źródłowe pochodzące, m.in. z kontroli jakości, indywidualnego charakteru podsystemu dystrybucji wody, gęstości zaludnienia w danym obszarze zasilania w wodę, interwencji konsumentów na jakość wody, lokalizacji awarii, lokalizacji obiektów priorytetowych, do wyznaczenia obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody wraz ze zdefiniowaniem tych obszarów w danej lokalizacji w przestrzeni.

Osiągnięcie zdefiniowanego celu głównego prac badawczych obejmuje realizację celów szczegółowych:

- wytypowanie zmiennych w wieloparametrycznym modelu przestrzennej analizy ryzyka (WiMPAR) utraty bezpieczeństwa dostaw wody obejmujące swym zakresem

kontrolę urzędową, jakość wody, interwencje na jakość wody, lokalizację obiektów priorytetowych (wrażliwych), charakterystykę strukturalną i funkcjonalną podsystemu dystrybucji wody oraz jego niezawodność,

- określenie warunków progowych dla zmiennych w wieloparametrycznym modelu przestrzennej analizy ryzyka (WiMPAR) celem kategoryzacji zmiennych i interpolowania ich w geograficznych systemach informatycznych,
- weryfikację proponowanego modelu WiMPAR w ocenie ryzyka dla systemu zaopatrzenia w wodę eksploatowanego przez Wodociągi Jaworzno Sp. z o. o,
- opracowanie map ryzyka dla SZW Jaworzna.

Zaproponowany model badawczy WiMPAR stanowi narzędzie wspierające eksploatatora SZW w procedurach zarządzania ryzykiem oraz w procesie decyzyjnym zarówno w czasie w rzeczywistym czasie podejmowania decyzji operacyjnych jak i może być narzędziem wspomagającym podejmowanie decyzji o charakterze ekonomicznym, np.: decyzja o modernizacji infrastruktury wodociągowej, optymalizacja monitoringu jakości wody, czy określenie kierunków rozwoju SZW.

4. Model badawczy

4.1. Założenia modelu badawczego

Założenia modelu badawczego są determinowane krajowymi uwarunkowaniami legislacyjnymi regulującymi zasady kontroli jakości wody w SZW, które zostały omówione w rozdziale 2.3. Dodatkowym stosowanym aktem normatywnym jest ustawa o statystyce publicznej [182], w której określono podział urządzeń wodociągowych na pięć kategorii, w zależności od dobowej wydajności (Q) systemu wodociągowego. W oparciu o RMZ [134] w tabeli 4.1. przedstawiono częstotliwości kontroli jakości wody dostarczanej konsumentom w ramach kontroli wewnętrznej w odniesieniu do jednego roku prowadzonego monitoringu.

Tabela 4.1. Charakterystyka częstotliwości kontroli jakości wody wg dobowej wydajności SZW [134]

Kategoria	Wydajność SZW Q [m ³ /d]	Ilość kontroli jakości wody w ciągu roku wg RMZ	
		Monitoring parametrów grupy A	Monitoring parametrów grupy B
1	$Q \leq 100$	2	0,5
2	$100 < Q \leq 1000$	4	1
3	$1000 < Q \leq 10000$	4+3 na każde 1000 m ³ /d i część tej wartości stanowiącej uzupełnienie do całości	1+1 na każde 4 500 m ³ /d i część tej wartości stanowiącą uzupełnienie do całości
4	$10000 < Q \leq 100000$	4+3 na każde 1000 m ³ /d i część tej wartości stanowiącej uzupełnienie do całości	3+1 na każde 10000 m ³ /d i część tej wartości stanowiącą uzupełnienie do całości
5	$Q > 100000$	4+3 na każde 1000 m ³ /d i część tej wartości stanowiącej uzupełnienie do całości	12+1 na każde 25000 m ³ /d i część tej wartości stanowiącą uzupełnienie do całości

Zgodnie z RMZ [134] pod pojęciem „urządzenie wodociągowe” rozumie się: ujęcia wód powierzchniowych i podziemnych, studnie publiczne, urządzenia służące do magazynowania i uzdatniania wód, sieci wodociągowe, urządzenia regulujące ciśnienie wody. SZW jest zbudowany z elementów, które można podzielić na podsystemy: ujmowania, uzdatniania oraz dystrybucji wody. Z uwagi na fakt, iż gmina realizuje ustawowy obowiązek zbiorowego zaopatrzenia w wodę zasadniczym kryterium określającym zasięg SZW są najczęściej granice administracyjne jednostki osadniczej (gminy, powiatu). Niemniej jednak, w Polsce można znaleźć również SZW funkcjonujące na znacznie rozleglejszym obszarze. Przykład struktury podziału

administracyjnego w silnie zurbanizowanym województwie śląskim w zakresie organizacji oraz funkcjonowania SZW, pokazuje, iż w danej jednostce administracyjnej może być eksploatowany wyłącznie podsystem dystrybucji wody, będący w gestii zarządzania lokalnego eksploatatora infrastruktury wodociągowej, podczas gdy funkcjonowanie pozostałych podsystemów stanowiących układy zasilania w wodę znajduje się w gestii innego podmiotu gospodarczego. W rozległej aglomeracji śląskiej, do grupy takich miejskich systemów wodociągowych należą SZW, m.in. Katowice, Chorzów, Ruda Śląska, Mysłowice czy Siemianowice Śląskie. Na terenie tych miast funkcjonują wyłącznie podsystemy dystrybucji wody. Każde z tych miast posiada lokalne przedsiębiorstwo wodociągowe, będące własnym podmiotem prawnym odpowiedzialnym za realizację zbiorowego zaopatrzenia w wodę, którego jednym z elementów majątku infrastruktury wodociągowej jest sieć wodociągowa wraz z towarzyszącymi jej obiektami i urządzeniami. Natomiast, wodę do tych lokalnych SZW dostarcza hurtowy dostawca wody do spożycia jakim jest Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów S.A w Katowicach (GPW). Zgodnie z zapisami UOZZW, GPW nie realizuje zbiorowego zaopatrzenia w wodę i w związku z tym nie podlega regulacjom prawnym w zakresie wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Zarówno obowiązujące Rozporządzenie Ministra Zdrowia [134] jak i poprzednie jego wersje [132, 133] określają jedynie minimalną częstotliwość pobierania próbek wody (tabela 4.1.), uzależnioną od dobowej ilości dostarczanej wody lub liczby zaopatrywanych konsumentów, przy założeniu, iż jeden konsument zużywa w ciągu doby 200 dm^3 . Na podstawie raportów statystycznych dotyczących korzystania ze zbiorowego zaopatrzenia w wodę [53] wyznaczono, iż konsument zużywa średnio ok. 80 dm^3 na dobę. W efektywnym systemie monitoringu, zapewniającym bezpieczeństwo zdrowotne konsumenta, wskazane jest, by punkty kontroli jakości wody były rozłożone równomiernie na danym obszarze. Obecnie brak jest jakichkolwiek procedur, instrukcji typowania lokalizacji miejsc kontroli jakości wody, czy też zwiększenia minimalnej częstotliwości wykonywania tej kontroli, pozwalających zgodnie z zasadami zarządzania ryzykiem prowadzić analizę dynamiki zmian jakości wody w czasie jej transportu do konsumenta, celem identyfikacji źródeł zagrożeń. W aktualnych procedurach monitoringu brak jest również odniesienia do czasu w jakim woda jest przetrzymywana w podsystemie dystrybucji wody i powiązania tej zmiennej z istotą kontroli. Zakres kontroli został zdefiniowany jedynie pojęciami monitoringu, które dają wieloznaczność interpretacji. Należy zaznaczyć, iż nowa Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady

(UE) 2020/2184 z 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wprowadziła obowiązek opracowania i wdrożenia systemu zarządzania ryzykiem dostaw wody w całym łańcuchu od ujęcia (zlewnia) do kranu u konsumenta. Założenia opracowanego modelu analitycznego WiMPAR dotyczą SZW, którego wielkość i usytuowanie umożliwia przeprowadzenie analiz przestrzennych. Proponowany model badawczy dedykowany jest SZW zaopatrującym jednostki osadnicze zamieszkałe przez co najmniej 5 000 ludzi lub dystrybuujące w ciągu doby powyżej 1 000 m³ wody. Systemy te, stanowią reprezentatywny obiekt badań, pozwalający na zgromadzenie niezbędnego zestawu informacji w postaci baz danych o minimalnej ilości próbek wody pobranych w ramach kontroli urzędowej oraz wykonanych badań w ramach prowadzenia kontroli wewnętrznej. Model badawczy nie ma natomiast zastosowania dla, tzw. „małych” dostaw wody, realizowanych przez SZW o dobowej wydajności poniżej 1 000 m³. Wynika to głównie z uproszczonej budowy podsystemu dystrybucji wody. Dla małego SZW kontrola jakości wody ma charakter jednostkowy, w konsekwencji czego jest generowana niewielka ilość danych o jakości wody, uzyskiwana zarówno przez organ kontrolny, zgodnie z zapisami RZM [134], jak i przez podmiot realizujący zbiorowe zapatrzenia w wodę, w wyniku kontroli wewnętrznej (tabela 4.1.). Zatem ze względu na niewielką ilość wykonanych badań w ramach monitoringu jakości wody, nie można zbudować modelu analitycznego reprezentującego potencjalną zmienność jakości dostarczanej wody do konsumenta w ciągu roku, determinowaną, m.in. zmianami sezonowymi jakości wody w ujęciu, warunkami eksploatacyjnymi, czy też incydentami występującymi w procesach eksploatacji SZW. Z uwagi na fakt określenia zapisami RMZ dla danej kategorii wielkości SZW konkretnej rocznej minimalnej ilości kontroli wewnętrznej (tabela 4.1.), powszechnie obserwuje się niewielki stan wiedzy o jakości wody i ewentualnych czynnikach determinujących tą zmienność. Stan ten uniemożliwia wykorzystanie w pełnym zakresie narzędzi gis’owych do budowania elementów DSS bezpieczeństwa zdrowotnego wody stanowiących prezentowany model badawczy. Dla małych SZW (tabela 4.1.) minimalna planowana roczna ilość kontroli to pięć pobrań próbek wody. Z uwagi na znikomą ilość danych zasadnym jest wykorzystanie systemu gis’owego jedynie do prezentacji przestrzennej lokacji punktów kontroli jakości na mapie SZW. Wykorzystując możliwości analityczne można podać odległość poszczególnych punktów kontroli od ujęcia wody. Analizując budowę podsystemu dystrybucji oraz posiadane informacje, można wykorzystać GIS do określenia sposobu i optymalizacji zakresu

kontroli jakości wody, np. definiując skuteczność prowadzenia monitoringu poprzez zwiększenie jej częstotliwość kosztem ograniczenia ilości punktów, w których woda jest okresowo badana, czy też odwrotnie.

4.1.1. Charakterystyka i procedury postępowania z danymi przestrzennymi

W systemach gis'owych dane dzieli się na dwie kategorie: przestrzenne i opisowe. Kategoria danych przestrzennych obejmuje zakres związany z lokalizacją obiektu w przestrzeni, np. współrzędne punktu, współrzędne krańców odcinka. Natomiast sama informacja o długości odcinka jest już atrybutem obiektu i jest informacją opisową. Zatem dane opisowe to wszystkie dane niebędące danymi przestrzennymi.

W modelu badawczym dane przestrzenne będą używane w formie wektorowej oraz rastrowej. Dane wektorowe stanowią zbiór współrzędnych, które można dowolnie przeskalowywać. Są one prezentowane, z zastrzeżeniem, iż w jednym zbiorze, tj. warstwie wektorowej, jest gromadzony tylko jeden typ danych, w trzech kategoriach geometrii:

- punkt,
- linia,
- polygon.

Model wektorowy nie zachowuje przestrzennej ciągłości pokrycia, a ewentualna zmiana wartości prezentowanej cechy ma charakter skokowy. W rastrowym modelu danych, raster interpretowany jest jako przestrzenny model, który definiuje przestrzeń poprzez siatkę komórek równo rozmieszczonych w rzędach jak i kolumnach. Każde przecięcie siatki jest pikselem, stanowiącym najmniejszy niepodzielny element budujący obraz graficzny. Odległość między pikselami (rozdzielczość rastra) to wielkość charakteryzująca warstwę rastrową. Zatem rozdzielczość rastra określa precyzję gromadzonych danych. W interpretacji modelu badawczego WiMPAR, którego finalnym produktem są mapy ryzyka, grafikę rastrową stanowią szeregi i kolumny pikseli o różnych jasnościach i kolorach tworzących obraz. Każdy piksel przenosi informację o swojej jasności (dla głębi 8-bitowej będzie to 256 tonacji) oraz kolorze. W rzeczywistości obie te informacje zawarte są w kanałach barwnych RGB (Red, Green, Blue), zawierających informacje zarówno o jasności, jak i barwie piksela. Warstwa rastrowa nie jest skalowalna, tj. nie można jej powiększać lub pomniejszać bez straty informacji. Dlatego każdy obraz musi mieć określoną wielkość wyrażoną w ilości

kolumn i szeregów pikseli. Raster przedstawia informację ciągłą, a zmiana wartości prezentowanej cechy następuje w sposób płynny.

Każdy z modeli danych w WiMPAR, ze względu na sposób przechowywania i prezentacji informacji, jest stosowany do wykonywania konkretnych analiz. Model wektorowy umożliwia prowadzenie analiz geometrycznych, tj. ocena bliskości elementów, czy określenie wzajemnych relacji między obiektami. Model wektorowy z uwagi na brak skalowalności nie może stanowić operacji analitycznych wykorzystujących ciągłe pokrycie terenu. W tym przypadku, interpretację przestrzenną umożliwia oprogramowanie gis'owe poprzez zmianę prezentacji modelu danych przy pomocy konwersji. Ważnym elementem podczas dokonywania konwersji jest ustalenie rozdzielczości docelowego rastra wynikowego.

Opracowany model badawczy zakłada przygotowywanie i analizowanie wszystkich warstw, w tym samym układzie projekcji, opartym na układzie odniesienia i odwzorowania PL 1992. W modelu WiMPAR zastosowano właśnie ten układ odniesienia ze względu na dostępność w nim podkładu podziału administracyjnego kraju. W państwowym systemie odniesienia PL 1992 wykorzystuje się odwzorowania walcowe, poprzeczne, wiernokątne Gaussa Krügera. Układ jest stosowany w opracowaniach kartograficznych w skali 1:10 000 i mniejszej. Układ ten jest określony kodem 2180EPSG (European Petroleum Survey Group). EPSG Geodetic Parameter Set zawiera zbiór danych o parametrach definiujących kształt Ziemi, elipsoidach odniesienia, systemach współrzędnych geograficznych, odwzorowaniach kartograficznych, jednostkach miary, itp. Standaryzacja zapisów, w tym kodów EPSG dla różnych zbiorów informacji przestrzennej umożliwia w WiMPAR stosowanie procedur wyszukiwania, wizualizacji danych oraz zapewnia pełną interoperacyjność narzędzia GIS.

Analizując obszar funkcjonowania różnych SZW, należy podkreślić, iż najczęściej SZW „nie pokrywa” całościowo całego obszaru geograficznego, np.: całej jednostki administracyjnej, analogicznie jak przykładowo warstwa pokrycia terenu. W warstwie pokrycia terenu, dla każdego punktu przyporządkowana jest określona wartość związana z charakterystyką pokrycia terenu, tj.: tereny leśne, rolnicze, antropogeniczne, obszary wodne, co w konsekwencji pozwala na reprezentację danych w postaci map zagospodarowania terenu. Należy tu zaznaczyć, iż w SZW punkt kontroli jakości wody odnosi się wyłącznie do określonej lokalizacji, co uniemożliwia interpretację danych dla obszaru jako informacji ciągłej. Z uwagi na konieczność operowania danymi ciągłymi (pokrywającymi cały badany obszar) a nie punktowymi, zachodzi konieczność zmiany

w analizach ryzyka dostaw wody prezentacji przestrzeni. Podsystemem dystrybucji wody to infrastruktura wodociągowa, która charakteryzuje się ciągłością na danym obszarze funkcjonowania SZW. Przekłada się to na konieczność uwzględnienia w modelu badawczym oceny przestrzennego ryzyka jedynie dla obszarów objętych funkcjonowaniem SZW, z wyeliminowaniem terenów, na których nie ma obowiązku zapewnienia dostaw wody. Jednym z elementów niezbędnych w kontroli i ocenie bezpieczeństwa zdrowotnego wody jest lokalizacja przestrzenna punktów monitoringu, z których pobierana jest woda w ramach urzędowej, planowanej kontroli, jako punktu reprezentatywnego dla najbliższego otoczenia, opisanego zamkniętym polygonem (po). Celem zmiany opisu przestrzeni z formy punktowej (nieciągłej) jest wyznaczenie obszarów przynależnych do danego punktu kontroli, który pozwala na prowadzenie złożonych ocen przyczyn i zakresu potencjalnych zmian jakości wody transportowanej do konsumenta. Granice tego obszaru są styczne do obszarów przyległych, w sposób uniemożliwiający powstanie obszarów niereprezentowanych (nieprzyporządkowanych do żadnego punktu), zachowując jednocześnie formę ciągłą opisu przestrzenni. Proces ten w modelu badawczym realizowany jest poprzez wykorzystanie algorytmu *polygonów Thiessena* lub *Mapy Voronoi* [210] a zgodnie z wzorem (4.1):

$$V(p) = \{x \in E | \forall q \in S, d(x, p) \leq d(x, q)\} \quad (4.1)$$

gdzie:

p, x, q – punkty, lokalizacja przestrzenna punktu poddanego analizie,

E – przestrzeń Euklidesowa,

$V(p)$ – obszar Voronoi lub polygon Thiessena,

S – skończony zbiór n punktów należących do przestrzeni euklidesowej E ,

d – Euklidesowa odległość.

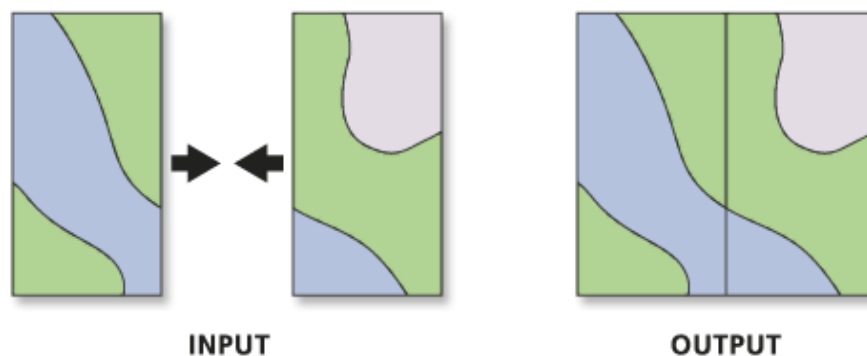
Zgodnie z powyższą formułą, dla zmiennej dwuwymiarowej opisującej przestrzeń zbioru N zawierającego n punktów, dzieli się płaszczyznę na N obszarów, w taki sposób, że każdy punkt n_i w dowolnym obszarze znajduje się bliżej określonego punktu n_{i+1} ze zbioru N niż od pozostałych $n-2$ punktów. Należy uwzględnić, iż wartości cechy w niepróbkiowanych lokalizacjach są równe wartościom dla najbliższej położonego punktu pomiarowego.

Taki podział na reprezentatywne obszary w procesie analizy WiMPAR, należy opracować indywidualnie dla każdego j -tego okresu badań OB_j (j - rok kalendarzowy, $j=1, 2, \dots, J$, gdzie J - liczba lat obserwacji) z całego rozpatrywanego horyzontu

czasowego J prowadzonych analiz. Ten etap analizy pozwala na uwzględnienie zmiany lokalizacji i ilości punktów pobierania próbek wody, w procedurach kontroli jej jakości. Założeniem modelu przestrzennej analizy ryzyka WiMPAR jest podział obszaru badawczego eliminującego występowanie powierzchni, w których nie była prowadzona kontrola. Zatem punkt kontroli jakości wody będzie charakteryzował i reprezentował wyznaczony polygonem obszar dostaw wody do konsumenta.

W przyjętym modelu pod pojęciem kontroli urzędowej definiuje się zaplanowane działania organu kontrolnego wynikające z prowadzenia bieżącego nadzoru sanitarnego, tzn. pobierania próbek wody z określoną częstotliwością i określonym zakresem. Zatem procedury analityczne nie uwzględniają punktów, z których dokonywany jest pobór próbek wody w efekcie losowych zdarzeń, tj.: utrata sprawności podsystemów, wtórne zanieczyszczenie, podejrzenie zatrucia, interwencje konsumentów itp., które stanowią kolejne zmienne badawczego modelu WiMPAR.

W trakcie prowadzenia analiz przestrzennych, etapem pośrednim jest powstanie nowych warstw wektorowych, które należy połączyć w jedną końcową - indywidualnie dla każdego j -tego okresu badawczego. Operacja taka jest wykonywana w oparciu o narzędzie przestrzenne „ŁĄCZ” i polega ona na połączeniu w jedną warstwę elementów kilku warstw składowych o tej samej geometrii (rys. 4.1.).



Rys 4.1. Schemat działania funkcji „ŁĄCZ”

Alternatywnym sposobem podziału pokrycia ciągłego badanego obszaru jest zastosowanie metody siatki podziału tzw. *fishnet*. Dany obszar geograficzny, który jest obszarem badawczym można opisać tzw. ramką zasięgu, podając skrajne 4 wartości jej współrzędnych. Z uwagi na fakt, iż dobór długości boku siatki jest empiryczny to w opracowanym modelu badawczym należy uwzględnić warunek, iż pole powierzchni

powstałego polygonu siatki $F_{(a*b)}$ jest mniejsze niż pole najmniejszego polygonu generowanego $V_{(Pmin)}$ metodą algorytmu *Voronoi*, zgodnie z wzorem (4.2):

$$P(V_{(Pmin)}) > P(F_{(a*b)}) \quad (4.2)$$

gdzie:

P – pole powierzchni,

V – polygon generowany algorytmem *Voronoi*,

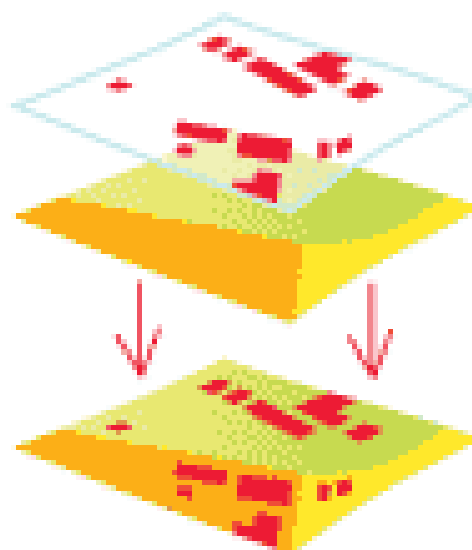
F – polygon generowany algorytmem siatki podziału,

a,b – długość boku polygonu komórki siatki podziału.

Rozmiar długości boku komórki siatki odpowiada za stopień szczegółowości analizy.

Dla potrzeb modelu WiMPAR, z uwagi na maksymalną szerokość i wysokość ramki, przyjęto długość boku komórki siatki jako 1/100 wymiarów ramki zasięgu.

Kolejnym wykorzystywanym narzędziem analizy danych przestrzennych jest operacja przecięcia przestrzennego, która w modelu badawczym WiMPAR, wykonywana jest wyłącznie na danych wektorowych. Jest to topologiczna integracja dwóch zestawów danych przestrzennych, która zachowuje obiekty znajdujące się wewnątrz części wspólnej wejściowych zbiorów danych. Oznacza to, iż informacje opisowe zawarte w dwóch warstwach, zostaną połączone w warstwie wynikowej z zachowaniem układu przestrzennego (rys 4.2).



Rys 4.2. Operacja przecięcia przestrzennego

Analiza zmiennej w horyzoncie czasowym J jest dokonywana indywidualnie dla określonego okresu badań OB_j (j - rok kalendarzowy, $j=1,2,\dots,J$).

W procedurach przestrzennej analizy ryzyka z wykorzystaniem GIS, w modelu badawczym WIMPAR, celem zsumowania przestrzennego wszystkich wag zmiennych z danego okresu OB_j w jedną warstwę wynikową przeprowadza się sumowanie przestrzenne z wykorzystaniem narzędzia analizy przestrzennej (statystyka komórkowa). Wykonanie takiej operacji na modelu wektorowym nie jest możliwe również, ze względu na ograniczenia spowodowane właściwościami topologicznymi modelu wektorowego. Rozwiązaniem tego problemu jest zmiana prezentacji danych z modelu wektorowego na model danych rastrowych. Operacja ta wykonywana jest z wykorzystaniem narzędzia konwersja *wektor-raster*. Taka konwersja jest wykonywana, za każdym razem, przy zachowaniu rozdzielczości rastra - jeden metr. Zachowanie takiej rozdzielczości wydaje się być wartością uwzględniającą specyfikację układu odniesienia oraz dokładność danych przestrzennych, która nie jest mniejsza niż 1 m. Taka rozdzielczość, a w tym wypadku precyzja, pozwala pominąć efekt braku skalowalność rastra względem wektora oraz wyeliminować wpływ tej operacji na poziom szczegółowości modelu. Operacja ta polega na przyporządkowaniu pikselowi rastra wartości próbkowanej warstwy wektorowej w danej lokalizacji z wykorzystaniem metody CELL CENTRE. Pikselowi przyporządkowuje się wartość, jaka znajduje się w jego środku w warstwie wektorowej.

4.1.2 Zastosowanie analiz statystycznych w procedurach kategoryzacji danych

Jednym z etapów modelu badawczego jest weryfikacja jednorodności zbiorów danych. W analizach tej cechy wykorzystywane są testy statystyczne do weryfikacji hipotez o zgodności średnich badanych zbiorów danych, będących zmiennymi przestrzennej analizy ryzyka. W modelu badawczym WIMPAR hipoteza zerowa H_0 , zakłada, iż rozkłady zbiorów zmiennych mają jednakową wariancję na poziomie ufności $\alpha=0,05$. W przeprowadzonych analizach wykorzystano analizę wariancji programu *Statistica 12*. Bazy danych były budowane w programie MS ACCESS oraz ESRI ARCGIS. Do weryfikacji hipotezy zerowej wykorzystano test Levene'a ($\alpha=0,05$). Gdy test jest istotny, to odrzuca się hipotezę H_0 , a przyjmuje się hipotezę alternatywną, iż co najmniej średnie z dwóch podzbiorów różnią się między sobą. W takim przypadku, należy zidentyfikować, który podzbiór zmiennej jest odpowiedzialny za odrzucenie hipotezy H_0 .

Do identyfikacji podzbioru wykorzystano test NIR - najmniejszych istotnych różnic, zgodnie z formułą (4.3.):

$$\text{NIR}(\bar{X}_i; \bar{X}_j) = t_{n-k, \alpha} \sqrt{\acute{S}K \left(\frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)} \quad (4.3)$$

gdzie:

$\bar{X}_i; \bar{X}_j$ – pary średnich do porównania dla $i \neq j$,

$t_{n-k, \alpha}$ – wyznaczone dane z tablic rozkładu t -Studenta dla k stopni swobody i poziomie ufności α ,

$\alpha=0,05$ – poziom ufności,

$\acute{S}K$ – średni kwadrat dla błędu z analizy wariancji,

$n-k$ – stopnie swobody (ang. degree of freedom - df) reszty odpowiadającej $\acute{S}K$,

k – ilość zbiorów danych

n – ilość obserwacji w i -tym zbiorze danych

n_i, n_j – liczebności i -tego i j -tego podzbioru.

Wartość $\acute{S}K$ wyznacza się wg wzoru (4.4):

$$\acute{S}K = \frac{SKR}{n-k} \quad (4.4)$$

gdzie:

$n-k$ – reszta stopni swobody,

SKR - wewnętrzna suma kwadratów, wyznaczana wg wzoru (4.5)

$$SKR = \sum_{i=1}^k \sum_{j=1}^{n_i} (X_{ij} - \bar{X}_i)^2 \quad (4.5)$$

Jeżeli zachodzi warunek $|X\acute{s}r_i - X\acute{s}r_j| > \text{NIR}$ to wtedy średnią $X\acute{s}r_i$ uznaje się za różną statystycznie od $X\acute{s}r_j$ na poziomie ufności $\alpha=0,05$ [153].

Kolejnym elementem modelu badawczego jest kategoryzacja zmiennych oraz podział i przyporządkowanie wag poszczególnym zakresom wartości cechy zmiennych. W procedurach tych, podstawowym narzędziem analizy statystycznej jest testowanie hipotezy o rozkładzie prawdopodobieństwa zmiennych losowych. W badaniach testowano rozkłady gamma, Weibulla, Erlanga i normalny, z których do dalszych analiz przyjęto rozkład normalny. Do sprawdzania poprawności postawionych hipotez H_0 zgodności rozkładu empirycznego z rozkładem teoretycznym stosowano testy Kołmogorowa-Smirnowa (K-S) oraz/lub test Chi kwadrat χ^2 . Sam proces testowania

proceeds in stages. The obtained set of random variables is subjected to statistical analysis. For the conduct of the statistical test, standard significance levels ($\alpha=0,01$ or $\alpha=0,05$), which should be treated as acceptable probability of error, depending on the recognition of the test result as true. In the conducted analyses, the significance level $\alpha=0,01$ for the K-S test and $\alpha=0,05$ for χ^2 . The value of the statistic λ for the K-S test is determined by the following formula (4.6.).

$$\lambda = D_n \cdot \sqrt{n} \quad (4.6)$$

gdzie:

λ – wartość statystyki zbioru testowanego,

n – liczebność badanego zbioru,

D_n – wyliczona statystyka testu K-S: $D_n = \sup |F_n(x) - F_0(x)|$,

$F_n(x)$ – dystrybuanta empiryczna zmiennej losowej,

$F_0(x)$ – dystrybuanta teoretyczna zmiennej losowej.

For a given sample size, the critical values of the K-S test are read from the table. In the case of fulfillment of the condition $\lambda < \lambda_\alpha$, there are no grounds for rejecting the hypothesis H_0 , that the distribution of the characteristic values has a normal character for the significance level $\alpha=0,01$.

For the verification of the hypothesis of normal distribution with the use of the χ^2 test, the program *Statistica 12.* was used. The determined probability p is compared with the significance level. In the case of fulfillment of the condition $p > \alpha$, there are no grounds for rejecting the hypothesis of normal distribution of the characteristic values.

According to the research model WiMPAR in the procedures of categorization of random variables, the basic statistics including minimum, maximum, median, I and III quartiles and standard deviation were determined.

4.1.3 Metodyka badawcza

The element of the DSS system in managing the risk of water supply to the consumer (fig. 4.3 A, B) based on available data containing the characteristics of SZW and GIS analysis applications, has the task of generating potential areas sensitive to the loss of safe drinking water. In view of the fact of the localization of SZW in space and the need to have a certain minimum amount of data,

jak już zaznaczono, model ten ma zastosowanie wyłącznie dla SZW o dobowej wydajności powyżej 1 000 m³ lub zaopatrujących jednostki osadnicze o liczbie mieszkańców powyżej 5 000. Opracowany model WiMPAR, jako element DSS, służący do wyznaczania wizualizacji map przestrzennej analizy ryzyka, jest opisany algorytmem (rys. 4.3.) dla zmiennych zdefiniowanych w tabeli 4.2.

Tabela 4.2. Zmienne algorytmu WiMPAR

symbol	opis
i	i -ty parametr modelu WiMPAR, $i=1,2,\dots,I$
I	liczba wszystkich parametrów w modelu WiMPAR
OB_j	jednostkowy j -ty okres badań w całkowitym horyzoncie analizy, $j=1,2,\dots,J$,
J	całkowity horyzont analizy w modelu WiMPAR
$x_{i,j}$	zmienna modelu WiMPAR dla i -tego parametru w j -tym okresie obserwacji
n	n -ty wydzielony jednostkowy obszar funkcjonowania SZW, $n=1,2,\dots,N$
N	liczba wszystkich obszarów podziału SZW
w_{ik}	wartość wagi w_{ik} przyporządkowana k -tej jej kategorii dla i -tego parametru
k	k -ta wydzielona klasa ważności ($k=1,2,\dots,K$), dla i -tego parametru, do którego przyporządkowywana jest waga w_{ik}
K	liczba wszystkich klas dla każdego i -tego parametru
GW	reprezentacja przestrzenna n -tego obszaru w postaci geometrii wektora
GR	reprezentacja przestrzenna n -tego obszaru w postaci geometrii rastra
RS_j	raster sumaryczny dla n -tego obszaru, wszystkich I zmiennych w j -tym OB_j

W modelu badawczym definiowane są i -te wejściowe parametry ($i = 1,2,\dots, I$) oraz jednostkowe okresy badań OB_j ($j = 1,2,\dots,J$) uwzględniane w przestrzennej analizie ryzyka. W algorytmie modelu badawczego wydzielono 6 etapów (rys 4.3 A, B):

ETAP I: Zdefiniowanie założeń analizy modelem WiMPAR

Krok 1: Zdefiniowanie w modelu WiMPAR i -tych parametrów ($i=1,2,\dots,I$) przestrzennej analizy ryzyka utraty bezpieczeństwa wody. Do parametrów stosowanych w modelu WiMPAR można zaliczyć, cechy charakteryzujące SZW, czy ilość interwencji na jakość wody, wielkość narażonej populacji, przekroczenia wartości parametrycznych mających zarówno pośredni jak i bezpośredni wpływ na zdrowie konsumentów.

Krok 2: Przyjęcie w modelu WiMPAR horyzontu czasowego J przestrzennej analizy ryzyka wraz z podzieleniem na jednostkowe okresy badań OB_j na podstawie przyjętego czasu trwania j -tego jednostkowego okresu badań OB_j (np. j – rok, kwartał itp., $j=1,2,\dots,J$).

Krok 3: Następnie w zależności od struktury oraz złożoności budowy SZW oraz wydzielonych jednostkowych j -tych okresów badań i i -tych parametrów wydzielane są wszystkie zmienne x_{ji} przestrzennej analizy ryzyka (x_{ji} , $j=1,2,\dots,J$

$i=1, 2, \dots, I$), stanowiące zbiór danych opisowych $X=\{x_{11}, x_{12}, \dots, x_{JI}, x_{21}, x_{22}, \dots, x_{JI}\}$ o wymiarze $J \times I$. Do zbioru zmiennych losowych x_{ij} można zaliczyć dowolne wielkości, między innymi: stężenie poszczególnych parametrów jakości wody (ich charakterystykę) na obszarze SZW, intensywność uszkodzeń SZW, warunki geologiczne, efekty działalności kopalń jako wpływ na utratę niezawodności eksploatacji podsystemu dystrybucji wody, obszary, w których występuje duża dynamika zmienności warunków hydraulicznych pracy sieci wodociągowej, wpływ warunków środowiskowych, terenów rolniczych czy antropogenicznych na potencjalnie możliwe zanieczyszczenia zasobów wód w obszarze zasilania.

Krok 4: Wybór procedury podziału obszaru funkcjonowania SZW w systemie GIS. W metodyce badawczej zaproponowano dwa algorytmy podziału obszaru funkcjonowania SZW opisane w rozdziale 4.1.1. na N obszarów jednostkowych ($n=1, 2, \dots, N$).

ETAP II: Analiza statystyczna zmiennych x_{ji} i ich kwantyfikacja

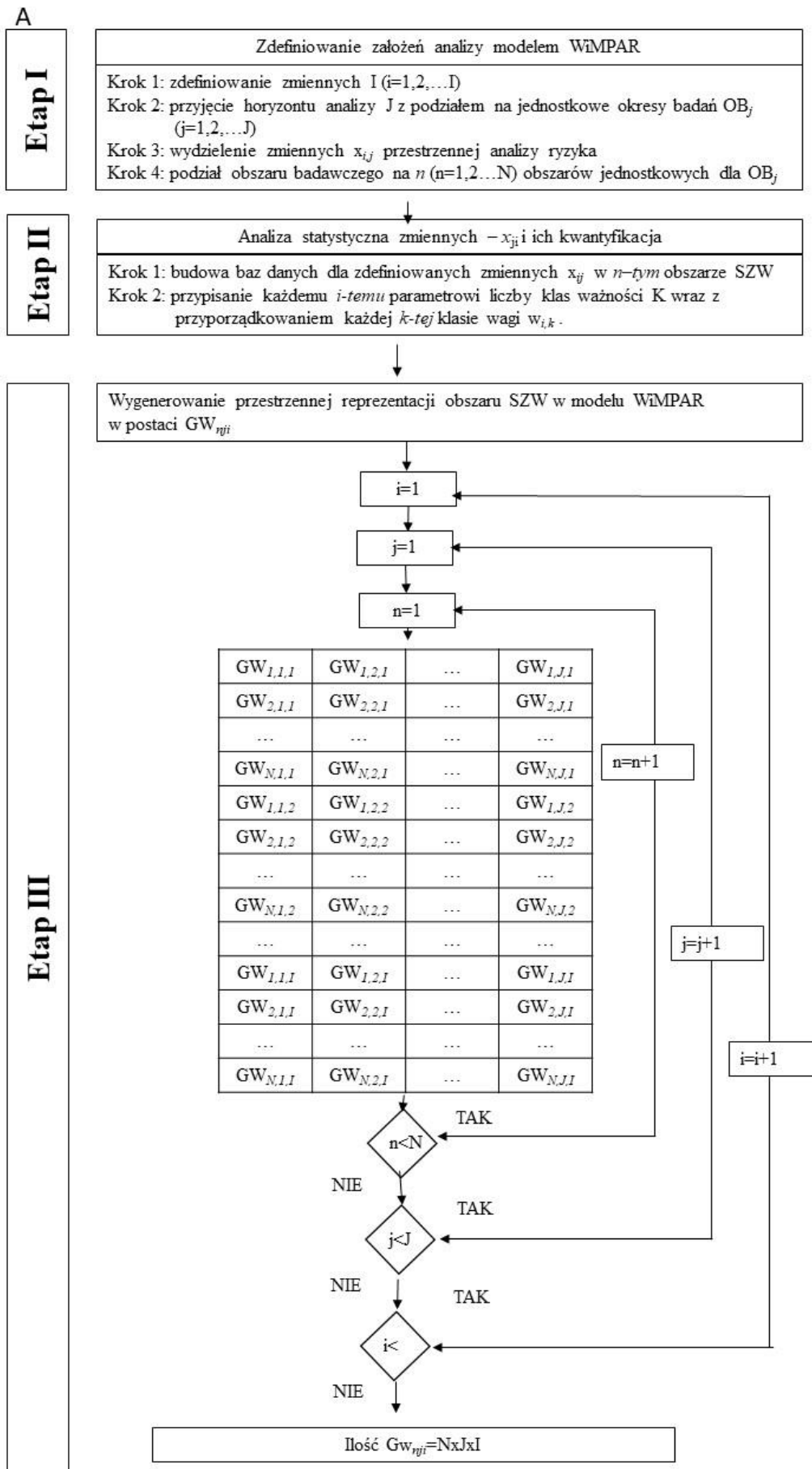
Krok 1: Przygotowanie baz danych dla zdefiniowanych zmiennych x_{ji} w każdym n -tym obszarze badań.

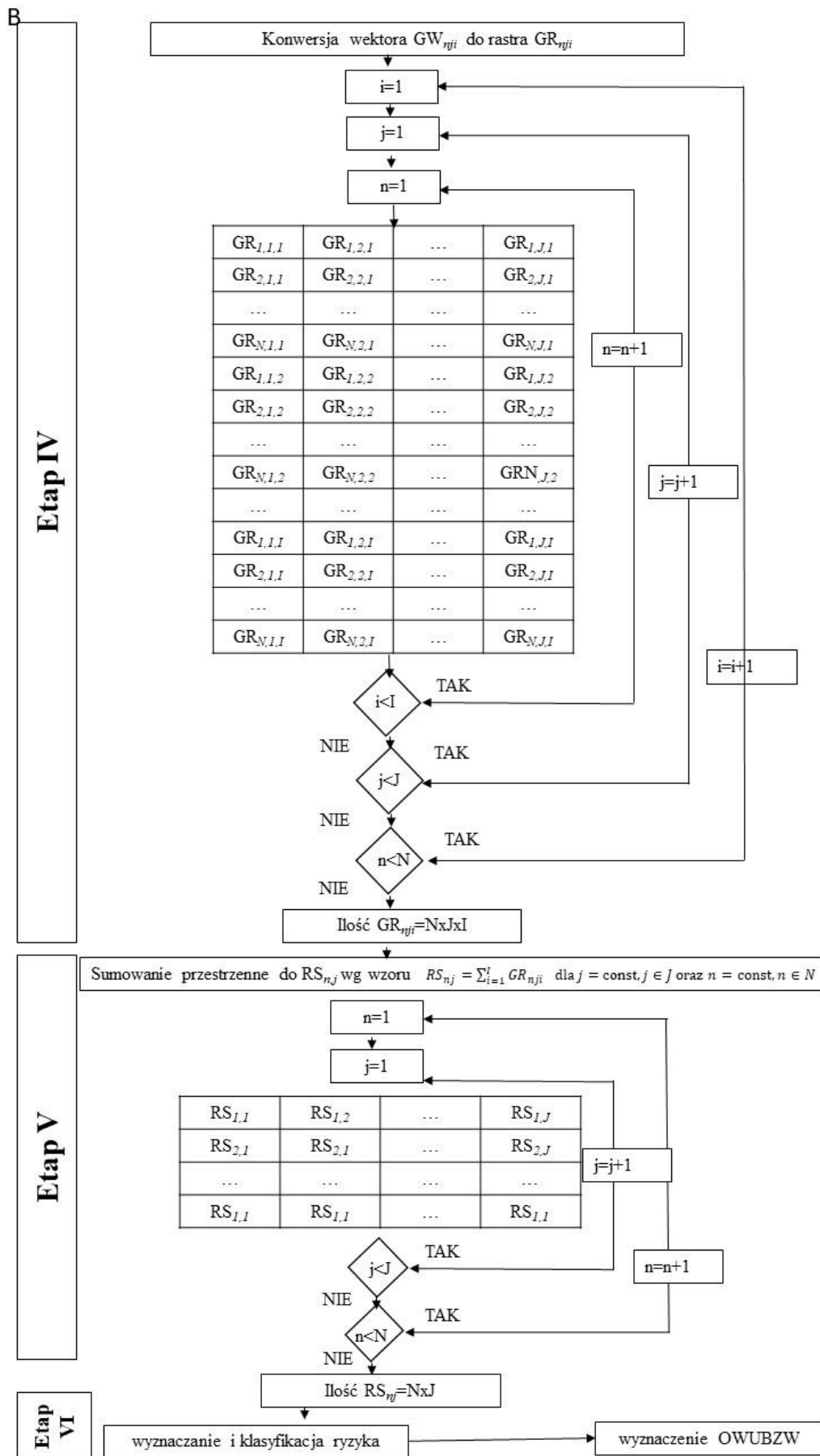
Krok 2: Przypisanie każdemu i -temu parametrowi liczby klas ważności K wraz z przyporządkowaniem każdej k -tej klasie wagi w_{ik} .

Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej (rozdział 4.1.2) wyznaczenie dla i -tego parametru wartości progowych określających granice k -tej klasy ważności ($k=1, 2, \dots, K$), a następnie każdej k -tej klasie przypisanie wartości liczbowych wag w_{ik} ($w_{ik}=w_{i1}, w_{i2}, \dots, w_{iK}$; $k=1, 2, \dots, K$).

ETAP III: Wygenerowanie przestrzennej reprezentacji obszaru analizy SZW w modelu WiMPAR w postaci geometrii wektora $GW_{ij,n}$

Dla każdej zmiennej x_{ji} ze zbioru X w n -tym obszarze analizy przypisywana jest odpowiednia wielkość wagi w_{nji} w zależności od przynależności tej zmiennej do danej k -tej klasy wag w_{ik} . W kolejnym etapie procedury analitycznej dla wszystkich przypisanych wag w_{ijn} zmiennej x_{ji} w n -tym obszarze generowana jest w systemie gis'owym warstwa (*layer*) w geometrii wektorowej GW_{nji} danych przestrzennych obszarów jednostkowych, indywidualnie dla każdego i -tego parametru w j -tym okresie badań. Efektem końcowy tego etapu jest wygenerowana przestrzeń reprezentacji obszaru analizy SZW w postaci warstwy zawierającej $N \times J \times I$ wektorów GW_{nji} .





Rys. 4.3. Procedura metody badawczej modelu WiMPAR (A, B).

Etap IV: Konwersja wektorów GW_{nji} do rastrów GR_{nji}

Dla wszystkich wyznaczonych w Etapie III warstw geometrii wektorowej GW_{nji} przeprowadza się ich konwersję do geometrii rastrowej GR_{nji} zgodnie z metodyką opisaną w rozdziale 4.1.1. Procedura konwersji jest wykonywana dla każdej GW_{nji} indywidualnie.

ETAP V: Sumowanie przestrzenne GR_{nji} do postaci RS_{nj}

Dla każdego n -tego obszaru w j -tym okresie badań przeprowadza się sumowanie przestrzenne (rozdz. 4.1.1.) wartości przyporządkowane do GR_{nji} dla wszystkich i -tych parametrów modelu WiMPAR, wg wzoru (4.7.)

$$RS_{nj} = \sum_{i=1}^I GR_{nji} \quad \text{dla } j = \text{const}, j \in J \text{ oraz } n = \text{const}, n \in N \quad (4.7)$$

Efektym końcowym tego etapu jest wygenerowana zbioru $RS = \{RS_{11}, RS_{12} \dots RS_{1J}, \dots, RS_{N1}, RS_{N2} \dots RS_{NJ}\}$ o wymiarze $N \times J$ sumarycznych przestrzeni reprezentacji SZW uwzględniających wszystkie I parametry modelu WiMPAR dla n -tego obszaru badawczego w j -tym okresie badań.

ETAP VI: Kategoryzacja ryzyka – wyznaczenie obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody

W oparciu o ilościową macierz dla zbioru rastrów RS wygenerowane w procedurze etapu V metodyki badawczej wyznacza się wartości graniczne 3 klas ryzyka, w podziale na ryzyko tolerowane, kontrolowane i nieakceptowalne. Wyznaczona wielkość ryzyka przyjmują wartości z przedziału (min RS_{nji} ; max RS_{nj}) dla $n=1, 2, \dots, N$ oraz $j=1, 2, \dots, J$). Obszar n -ty, dla którego wielkości ryzyka sklasyfikowano do kategorii ryzyka niekontrolowanego stanowi obszar wrażliwy na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody $OW_{UBZW_{nj}}$. Przestrzenna interpretacja lokalizacji obszarów $OW_{UBZW_{nj}}$. W systemie GIS stanowi mapy ryzyka obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody generowane w modelu WiMPAR.

Przedstawiony algorytm metodyki badawczej umożliwia wyznaczenie obszarów $OW_{UBZW_{nj}}$ w granicach eksploatacji SZW, które są istotnym elementem systemu DSS w zarządzaniu ryzykiem.

4.2. Parametry modelu badawczego WiMPAR

W niniejszym rozdziale zostaną szczegółowo omówione parametry modelu badawczego WiMPAR wraz z ich charakterystyką, kwantyfikacją opartą na metodach statystycznych

oraz integracja skategoryzowanej informacji danych opisowych z danymi przestrzennymi. Zakres ten obejmuje etapy I, II i III modelu badawczego (rys. 4.3). Etapy IV, i V odbywają się wyłącznie w systemie gis'owym. Etap VI obejmuje zarówno działania na danych opisowych jak i przestrzennych.

W opracowanej metodyce badawczej WiMPAR, której celem jest wyznaczanie obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody OW_{UBZW} wyznaczono 7 parametrów, które zestawiono w tabeli 4.3.

Tabela 4.3. Parametry modelu WiMPAR

Symbol	Opis
PIK	parametr intensywności kontroli
PIC	parametr skarg, interwencji dotyczących pogorszenia jakości wody
PPP	parametr powierzchni polygonu jednostkowego obszaru badawczego
PUBW	parametr utraty bezpieczeństwa wody
PISK	parametr interpolowanej struktury konsumentów
PNZT	parametr niezawodności technicznej
POP	parametr obiektów priorytetowych

W tabeli 4.4 zestawiono wykaz skrótów i indeksów stosowanych w opisie parametrów modelu WiMPAR.

Tabela 4.4. Symbole i zmienne stosowane w opisie parametrów modelu WiMPAR

Symbol	Opis
z	z -te naruszenie jakości wody ($z=1,2,\dots,Z$) - parametr jakości wody
pb_i	i -ty punkt próbkobiorczy wody ($i=1,2,\dots,I$)
$NS_{pb_i j}$	liczba pobranych próbek w punkcie próbkobiorczym pb_i urzędowej kontroli jakości wody w j -tym okresie
MRS_j	minimalna liczba wymaganych próbek do pobrania w j -tym okresie określona na podstawie wydajności SZW wg RMZ
$NSP_{pb_i j}$	liczba i -tych punktów próbkobiorczych pb_i w SZW w j -tym okresie
$w(L_{pb_i z})$	skwantyfikowana składowa wskaźnika jakości wody wg RZM z -tego zaburzenia punkcie próbkobiorczym pb_i
$w(C_{pb_i z})$	skwantyfikowana składowa wskaźnika jakości wody wg IARC z -tego zaburzenia punkcie próbkobiorczym pb_i
$w(T_{pb_i z})$	skwantyfikowana składowa czasu trwania z -tego zaburzenia punkcie próbkobiorczym pb_i
$w(P_{pb_i z j})$	skwantyfikowana składowa prawdopodobieństwa wystąpienia z -tego zaburzenia w punkcie próbkobiorczym pb_i w j -tym okresie obserwacji
$AS2_{pb_i z j}$	liczba wystąpień stanu S2 z -tego parametru jakości wody w pb_i -tym punkcie próbkobiorczym w j -tym okresie obserwacji
$TN_{pb_i z j}$	łączna ilość oznaczeń z -tego parametru jakości wody w i -tym punkcie próbkobiorczym pb_i w j -tym okresie
$WOSJW_{pb_i z}$	wskaźnik oceny stanu jakości wody z -tego zaburzenia w i -tym punkcie próbkobiorczym pb_i
LP_{nj}	liczba przyłączy wodociągowych w wydzielonym jednostkowym n -tym obszarze badań w j -tym okresie
QW_{nj}	ilość sprzedawanej wody w wydzielonym jednostkowym n -tym obszarze badań w j -tym okresie
R	r -te zdarzenie utraty niezawodności technicznej ($r=1,2,\dots,R$)
F_r	funkcjonalność sieci wodociągowych w r -tym stanie utraty niezawodności

Tabela 4.4. ciąg dalszy

T_{PNr}	czas przywrócenie niezawodności sieci wodociągowej dla <i>r-tego</i> stanu utraty niezawodności
$w(F_r)$	skwantyfikowany F_r
$w(T_{PNr})$	skwantyfikowany T_{PNr}
$WUNTr$	wskaźnik utraty niezawodności technicznej <i>r-tego</i> zdarzenia
S1	stan jakości wody – brak niezgodności z normatywem
S2	stan jakości wody – stwierdzenie niezgodności jakości wody z normatywem
PP_p	powierzchnia <i>p-tego</i> polygonu

4.2.1 Parametr intensywności kontroli – PIK

Kontrola jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest realizowana poprzez wykonywanie badań próbek wody pobranych z punktów, o określonej lokalizacji w przestrzeni. Zgodnie zapisami kolejnych Rozporządzeń Ministra Zdrowia [132-134] miejsca pobierania próbek wody do badań, równomiernie rozmieszczone na całym obszarze zaopatrzenia w wodę, są zlokalizowane w:

- 1) ujęciach wody;
- 2) miejscach, w których woda jest wprowadzana do sieci;
- 3) sieci wodociągowej;
- 4) punktach czerpalnych, znajdujących się w urządzeniach i instalacjach wodociągowych, zainstalowanych na stałe, używanych do pobierania wody przez odbiorcę usług, z uwzględnieniem z zaworów używanych zwykle do pobierania wody, jeżeli woda jest wykorzystywana jako część działalności handlowej lub w budynkach użyteczności publicznej czy wody wykorzystywanej w zakładach prowadzących działalność związaną z produkcją lub obrotem żywnością.

Powyższe RMZ nie określały procedur/reguł wyznaczania przestrzennej lokalizacji punktów kontroli jakości wody w obszarze funkcjonowania SZW, za wyjątkiem warunku równomiernego rozłożenia tych punktów w zaopatrywanym obszarze. Tak sformułowane zapisy nie określają ilości punktów próbkobiorczych (pb_i), a jedynie minimalną ilość próbek do pobrania, która jest definiowana dobową wydajnością (Q) SZW. Eksploatator SZW może dowolnie sterować częstotliwością pobierania próbek wody i ilością punktów próbkobiorczych tak by zrealizować zapisy prawne w tym zakresie. Brak jest urzędowej procedury opisującej sposób przestrzennego rozmieszczania punktów i ich liczebności, będącej podstawą systemu kontroli, które byłoby rzeczywistym i obiektywnym narzędziem oceny dostaw bezpiecznej wody do konsumenta.

Natomiast w ramach urzędowej kontroli jakości wody organy PIS mogą uzgadniać lokalizację tych punktów z podmiotem realizującym zbiorowe zaopatrzenie w wodę, chociażby w zakresie technicznych możliwości pobrania próbek wody, tj. techniczne przygotowanie punktu próbkobiorczego (pb_i). Brak jest jednak zdefiniowanej wystandaryzowanej procedury wyznaczania lokalizacji tych punktów zarówno dla celów urzędowej kontroli jakości wody jak i kontroli wewnętrznej realizowanej przez podmiot odpowiedzialny za zaopatrzenie w wodę. Procedury wyznaczania punktów kontrolnych mogą być zapisane jako elementy planu bezpieczeństwa wody.

W opracowanym modelu badawczym zaproponowano budowę parametru intensywności kontroli (PIK) w każdym z N wydzielanych jednostkowych obszarów badawczych, który jest wyznaczany dla pb_i -tych punktów planowej urzędowej kontroli jakości wody dla j -tego okresu badawczego w obszarze funkcjonowania SZW.

Parametr ten jest wyznaczany wg wzoru (4.8):

$$PIK(nj)_{pb_{ij}} = (NS_{pb_{ij}} / MRS_j) / NSP_{pb_{ij}} \quad (4.8)$$

gdzie:

$PIK(nj)_{pb_{ij}}$ - parametr intensywności kontroli w n -tym obszarze badawczym, w i -tym punkcie pb_i urzędowej kontroli jakości wody w j -tym okresie badawczym,

$NS_{pb_{ij}}$ – liczba pobranych próbek wody w i -tym punkcie pb_i urzędowej kontroli jakości wody w j -tym okresie badawczym,

MRS_j – minimalna liczba wymaganych próbek do pobrania w ramach kontroli w oparciu o wydajność SZW na podstawie RMZ w j -tym okresie badawczym,

$NSP_{pb_{ij}}$ - liczba punktów pb_i w SZW objętych urzędową planowaną kontrolą jakości wody w j -tym okresie dla SZW.

Celem charakterystyki proponowanego parametru, przeprowadzono analizę $PIK_{pb_{ij}}$ dla SZW województwa śląskiego o dobowej wydajności Q powyżej $1000\text{m}^3/\text{d}$, dla których organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej województwa śląskiego posiadają wymagany zakres danych.

Analizie statystycznej (tabela 4.5) poddano od 240 do 258 SZW województwa śląskiego w podziale na okres obserwacji (rok kalendarzowy) w horyzoncie czasowym pięciu lat. W kolejnym etapie (tabela 4.6) przeprowadzono wnioskowanie statystyczne dotyczące weryfikacji hipotezy H_0 stanowiącej, iż rozkład $PIK_{pb_{ij}}$ ma charakter rozkładu normalnego (rozd. 4.1.2).

Zgodnie z powyższą tabelą 4.6 rozkład wartości parametru $PIK_{pb_{ij}}$ dla $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ dla SZW województwa śląskiego w okresie 1 miał charakter rozkładu normalnego. Dla pozostałych analizowanych okresów badawczych odrzucono hipotezę o zgodności rozkładu PIK z rozkładem normalnym.

Tabela 4.5. Statystyka opisowa $PIK_{pb_{ij}}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie czasowym pięciu lat

Okres badań	n SZW	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
okres 1	240	0,005348	1,500	0,156250	0,25	0,3750	0,281099	0,190336
okres 2	240	0,005348	1,500	0,170833	0,25	0,3750	0,283847	0,183824
okres 3	244	0,020408	1,375	0,187500	0,25	0,3750	0,302734	0,194846
okres 4	247	0,005348	1,125	0,133333	0,25	0,3750	0,294437	0,214646
okres 5	258	0,005348	1,000	0,147727	0,25	0,3125	0,267591	0,174871

Tabela 4.6. Zestawienie parametrów testowania statystycznego o zgodności rozkładu wartości parametru $PIK_{pb_{ij}}$ z rozkładem normalnym z wybranych SZW województwa śląskiego analizowanym w horyzoncie czasowym pięciu lat

Okres badań	n SZW	d	λ (test K-S)	λ_{α}	wniosek
okres 1	240	0,10084	1,63	1,562207	brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0
okres 2	240	0,10636	1,63	1,647722	odrzućenie hipotezy H_0
okres 3	244	0,15389	1,63	2,403839	odrzućenie hipotezy H_0
okres 4	247	0,11362	1,63	1,785678	odrzućenie hipotezy H_0
okres 5	258	0,18542	1,63	2,978286	odrzućenie hipotezy H_0

W załączniku 1 na wykresach 1-10 przedstawiono dla wybranych SZW województwa śląskiego oraz dystrybuanty tych rozkładów. Kolejnym etapem analizy statystycznej jest wykonanie testu jednorodnych średnich Levene'a. Hipotezą H_0 poddaną testowaniu jest założenie, iż $PIK_{pb_{ij}}$ w danym okresie obserwacji są statystycznie zbliżone do siebie (rozdz. 4.1.2). Analizę testu zgodności Levene'a przeprowadzono na całym zbiorze danych w procedurze analizy wariancji. (tabela 4.7).

Tabela 4.7. Wartość testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ jednorodnych średnich wartości $PIK(nj)_{pb_{ij}}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego

wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
0,071287	$tL > 0,05$	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0

Dla testowanego zbioru SZW stwierdzono zgodność średnich dla analizowanych okresów obserwacji. W kolejnym kroku wykonano analizę zbiorów danych celem

ustalenia niezgodności średnich (rozdz. 4.12.) Analiza statystyczna w tym zakresie została wykonana z wykorzystaniem testu NIR (tabela 4.8.).

Tabela 4.8. Wynik analizy testu NIR niezgodności średnich parametru $PIK(nj)_{pbij}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego

Okres	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
okres 1		0,276220	0,539808	0,345210	0,140641
okres 2	0,276220		0,630920	0,041423	0,009904
okres 3	0,539808	0,630920		0,117621	0,035493
okres 4	0,345210	0,041423	0,117621		0,600473
okres 5	0,140641	0,009904	0,035493	0,600473	

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie $z p < 0,05000$

Na podstawie testu NIR stwierdzono, iż w dwóch okresach: okres 3 i okres 4, zbiory różnią się w sposób istotny statystycznie przy $\alpha=0,05$. Zbiory PIK_{pbij} nie mają charakteru jednorodnego dla analizowanych obszarów funkcjonowania SZW. Na podstawie wyników analiz statystycznych testowanego zbioru danych należy opracować kwantyfikację PIK_{pbij} wraz z wyznaczeniem klas ważności w oparciu o zdefiniowane progi, a następnie przyporządkować im wagi. Zaproponowano aby progi były wyznaczone dla rozkładu normalnego PIK_{pbij} wartością średniej μ oraz sumy średniej i odchylenia standardowego $\mu + \delta$, a w przypadku rozkładu, który nie ma charakteru rozkładu normalnego, przez medianą Me oraz kwartył III rzędu Q_3 . W tabeli 4.9. zestawiono wartości wagi parametru PIK_{pbij} wyznaczone przez progi wartości w zależności od charakteru rozkładu tej zmiennej.

Tabela 4.9. Kategoryzacja PIK

Parametr $PIK(nj)_{pbij}$		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Przyjęcie hipotezy H_0	
$PIK(nj)_{pbij} \leq \mu$	$PIK(nj)_{pbij} \leq Me$	3
$\mu < PIK(nj)_{pbij} \leq \mu + \delta$	$Me < PIK(nj)_{pbij} \leq Q_3$	2
$PIK(nj)_{pbij} > \mu + \delta$	$PIK(nj)_{pbij} > Q_3$	1

Wyznaczona w n -tym obszarze badawczym wartość wagi zostaje przyporządkowana i -temu punktowi monitoringowemu pb_i w j -tym okresie. Zgodnie z etapem III metodyki obszar badawczy w systemie gis'owym zostaje podzielony na N wydzielonych jednostkowych obszarów badawczych, zgodnie z algorytmem *polygony Thiessena* (rozdz.4.1.1), w oparciu o lokalizację punktów pb_i monitoringowych urzędowej planowanej kontroli jakości wody i stanowi reprezentację tego punktu monitoringowego. Każdemu n -temu wydzielonemu obszarowi badawczemu w j -tym

okresie w systemie gis'owym jest przyporządkowywana wartość wagi PIK_{pbij} (tabela 4.9). Następnie w systemie gis'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj}) do rastrowej (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni. Tak przygotowany zestaw danych parametru PIK modelu WiMPAR jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki badawczej.

4.2.2 Parametr interwencji, skarg konsumentów - PIC

Zgodnie z zapisami RMZ [134] właściwy miejscowo państwowy powiatowy inspektor sanitarny wydaje oceną sanitarną jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi o: przydatności, warunkowej przydatności, przydatności na warunkach przyznanego odstępstwa oraz o braku przydatności wody do spożycia. Jednym z elementów, który powinien być rozpatrywany przy wydawaniu tej oceny to interwencje/skargi konsumentów dotyczące pogorszenia jakości wody, zgłaszane do organu kontroli urzędowej ze szczególnym uwzględnieniem takich, w których została potwierdzona jakość wody niezgodna z obowiązującymi wymaganiami prawnymi. Organy PIS zgodnie z ustawą o Państwowej Inspekcji Sanitarnej [180] zostały powołane do ochrony zdrowia ludności. Zatem obowiązkiem organu, do którego wpłynęła interwencja na jakość wody, jest podjęcie działań mających na celu w pierwszej kolejności uznanie za słuszną lub odrzucenie przedmiotowej interwencji. Przepisy prawne nie określają jednoznacznie procedury postępowania organów PIS. Należy tu zaznaczyć, iż legislacja krajowa definiuje szereg podmiotów odpowiedzialnych za jakość wody od ujęcia do kranu u konsumenta. Podmiot odpowiedzialny za realizację zbiorowego zaopatrzenia w wodę jest odpowiedzialny za jej jakość wyłącznie do przyłącza wodociągowego (wodomierza głównego w budynku wielopiętrowym/wielorodzinnym). Za stan sanitarno–techniczny instalacji, a więc i za jakość wody w wewnętrznym systemie wodociągowym odpowiada właściciel/administrator posesji/nieruchomości oraz właściciel/administrator lokalu/mieszkania.

W ramach przeprowadzonych prac badawczych dokonano analizy zmiennej losowej stanowiącej zbiór danych obejmujących interwencje dotyczące pogorszenia jakości wody przeznaczonej do spożycia w województwie śląskim, w tym ilości pobranych próbek wody (tabela 4.10.).

Tabela 4.10. Charakterystyka interwencji zgłoszonych do organów PIS województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie 5 lat

Ilość interwencji:		okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
		114	133	68	59	81
Ilość próbek pobranych z:	instalacji wewnętrznej	111	90	77	58	108
	podsystemów dystrybucji wody	51	20	13	2	22
Ilość próbek w których stwierdzono niezgodność z normatywnem	instalacji wewnętrznej	64	30	43	47	95
	podsystemów dystrybucji wody	17	2	4	1	19

Istotnymi problemami analitycznymi tego etapu badań jest stan prawny, który nie daje podstaw do ustalenia podstawowego zakresu badania, które byłoby wykonywane w ramach rozpatrywania zgłoszonych interwencji/skargi. Brak jest również określonych zasad wyznaczania miejsc próbkobrania wody w ramach działań organu kontrolnego. Należy zaznaczyć, iż składową rozpoznawania w bazach danych interwencji powinno być pobranie próbki/-ek wody. Organ urzędowy indywidualnie rozpatruje ilość pobieranych próbek jak i zakres wykonywanych badań. Przyczyną tak podjętych działań może być konieczność ustalenia podmiotu odpowiedzialnego za spowodowanie utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody. Nie jest możliwe bezpośrednie przełożenie ilości interwencji na ilość pobranych próbek wody. Dla każdego zgłoszenia jest to kwestia indywidualna organu PIS. Po zakończeniu postępowania i wyjaśnieniu sprawy, dokonywana jest ocena czy interwencja była zasadna czy też nie. W zakresie oceny stanu utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody istotne są jedynie próbki wody potwierdzające zasadność interwencji.

Powyższa charakterystyka (tabela 4.10) interwencji na jakość wody do spożycia przez ludzi na terenie województwa śląskiego potwierdziła, iż ilość interwencji nie jest powiązana z ilością pobranych próbek wody do badań oraz tylko część tych interwencji jest zasadna. Fakt zidentyfikowania potwierzonego pogorszenia jakości wody powinien być uwzględniony w procedurze wyznaczania lokalizacji punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody. Kontrola jakości wody realizowana wskutek zgłoszonej interwencji jest działaniem incydentalnym, nieplanowanym i sama w sobie nie może determinować oceny sanitarnej jakości wody w SZW. Istotna jest lokalizacja interwencji, a dokładniej lokalizacje miejsca/miejsc pobrania próbki/próbek wody do badań. Dlatego w procedurze badawczej zaproponowano podział podsystemu dystrybucji wody na: sieci magistralne, sieci rozdzielcze oraz instalacje wewnętrzne. Uzasadnieniem tego podziału

jest zasięg obszaru zasilania wodą danego rodzaju infrastruktury, w którym stwierdzono utratę jej bezpieczeństwa. Zdecydowanie szerszy zakres działań, tym naprawczych oraz informowanie konsumentów będzie po stronie dostawcy wody w przypadku wystąpienia zdarzenia na sieci magistralnej, niż w przypadku stwierdzenia pogorszenia jakości wody na sieci rozdzielczej czy instalacji wewnętrznej. W przypadku stwierdzenia utraty bezpieczeństwa wody w instalacji wewnętrznej, w pierwszej kolejności konieczne jest wykonanie badania jakości wody, w celu weryfikacji stanu bezpieczeństwa wody w sieci rozdzielczej, która zasila przedmiotową instalację wewnętrzną. Ponadto kontrola jakości wody w instalacjach wewnętrznych odbywa się jedynie w ramach kontroli własnej właściciela/administratora obiektu. Sieć rozdzielcza jako element podsystemu dystrybucji wody pozostaje pod kontrolą podmiotu realizującego zbiorowe zaopatrzenie w wodę oraz organu kontrolnego. Dane zawarte w tabeli 4.10. potwierdzają sytuację, iż większa ilość próbek wody, w których stwierdzono niezgodność z normatywem, była pobranych w ramach interwencji z instalacji wewnętrznej. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia [134] woda w tych elementach podsystemu dystrybucji nie podlega urzędowej ocenie sanitarnej, gdyż nie stanowią one punktów zgodności.

Na podstawie powyższego, jako jeden z parametrów modelu badawczego WiMPAR zaproponowano budowę parametru zasadnych interwencji/skarg konsumentów na jakość wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, zgłaszanych do organu kontrolnego. Każda zasadna interwencja/skarga identyfikowana jest lokalizacją jej wystąpienia oraz funkcjonalnością przewodu wodociągowego (sieć magistralna, sieć rozdzielcza, instalacje wewnętrzne). W kroku budowy baz danych, z wykorzystaniem narzędzi gis'owych, zbiór lokalizacji zasadnych interwencji/skarg jest generowany w postaci warstwy wektorowej dla każdego *j-tego* okresu badań. W systemie gis'owym obszar eksploatacji SZW został podzielony na wydzielone, jednostkowego *n-te* obszary badawcze (polygon) zgodnie z algorytmem *polygony Thiessena* w oparciu o lokalizacje punktów pb_i urzędowej kontroli jakości wody (rozdz. 4.1.1). Wynikiem tej operacji jest wektorowa warstwa podziału obszaru badawczego. W kolejnym kroku dokonuje się operacji przecięcia przestrzennego obydwu wymienionych wyżej warstw wektorowych. Wynikiem tej operacji na danych przestrzennych jest przyporządkowanie lokalizacji interwencji/skargi do *n-tego* wydzielonego obszaru badawczego w *j-tym* okresie badawczym.

Tabela 4.11. Kategoryzacja jednostkowego obszaru badawczego w odniesieniu do lokalizacji interwencji zgłoszonej do urzędu zdrowia publicznego

Kategoryzacja parametru PIC_{nj}		Wartość wagi
Kategoria obszaru	Charakterystyka obszaru	
Obszar kategorii I	Na obszarze polygonu jest zlokalizowana co najmniej jedna interwencja na sieci magistralnej i/lub obszar kategorii II i/lub III	5
Obszar kategorii II	Na obszarze polygonu jest zlokalizowana co najmniej jedna interwencja na sieci rozdzielczej i/lub obszar kategorii III	4
Obszar kategorii III	Na obszarze polygonu jest zlokalizowana co najmniej jedna interwencja na instalacji wewnętrznej	3
Obszar kategorii IV	Obszar polygonu, w którym brak interwencji, jest styczny z obszarem kategorii I-III	2
Obszar kategorii V	Pozostałe polygony nie spełniają warunków obszarów powyższych kategorii	1

W oparciu o lokalizację interwencji oraz funkcjonalności przewodu wodociągowego dla zaburzenia jakości wody wyznaczono 5 klas ważności wraz z wagami (tabela 4.11.). Każdemu wydzielonemu n -temu obszarowi (polygon) w j -tym okresie jest przypisywana odpowiednia wartość wagi w relacji do miejsca wystąpienia z tego zaburzenia.

W przypadku wystąpienia wielu interwencji/skarg z jednego polygonu, przyjmuje on najwyższą wartość wagi. Przestrzenna wektorowa forma prezentacji obszaru badawczego wraz z przyporządkowanymi wartościami wag PIC_{nj} (tabela 4.11) w j -tym okresie badań dla każdego n -tego obszaru tworzona jest w systemie *gis*'owym. Następnie w systemie *gis*'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj}) do rastrowej (GR_{ni}) prezentacji przestrzeni. Tak przygotowany zestaw danych parametru PIC modelu *WiMPAR* jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki badawczej.

4.2.3. Parametr powierzchni polygonu jednostkowego obszaru badawczego – PPP

Punkty monitoringowe urzędowej kontroli jakości wody powinny być rozłożone równomiernie w obszarze funkcjonowania SZW. Prezentacja przestrzenna geometrii punktu w systemie *gis*'owym uniemożliwia ciągłe pokrycie obszaru SZW. Dlatego zaproponowano podział obszaru badawczego na jednostkowe wydzielone obszary badawcze z zastosowaniem algorytmu *polygony Thiessena* (rozdz 4.1.1) w oparciu o lokalizację punktów monitoringowych urzędowej kontroli jakości wody. Należy przyjąć, iż wyznaczony n -ty jednostkowy obszar badawczy w j -tym okresie badań stanowi reprezentację i -tego punktu monitoringowego pb_i . Jakość wody przeznaczoną do spożycia w danym punkcie monitoringowym jest interpolowana dla obszaru całego

polygonu (*n-tego* obszaru jednostkowego). Parametr powierzchnia *p-tego* polygonu (PPP_p) jednostkowego obszaru badawczego jest jednym z parametrów modelu WiMPAR. Na podstawie danych organów PIS województwa śląskiego przeprowadzono analizę wartości zmiennej dla wybranych SZW o dobowej wydajności przekraczającej 1000m³. Wyniki tego testowania stanowią odniesienie i weryfikację założeń modelu badawczego. Dla SZW w Mysłowicach, Rudzie Śląskiej, Siemianowicach Śląskich dokonano podziału obszaru funkcjonowania SZW algorytmem *polygony Thiessena* (rozdz. 4.1.1) dla *j-tych* okresów badawczych oraz wyznaczono wartości powierzchni tych polygonów. Następnie przeprowadzono testowanie statystyczne celem weryfikacji hipotezy H_0 , iż rozkład wartości powierzchni tych polygonów ma charakter rozkładu normalnego (rozdz. 4.1.2). W pierwszym kroku prowadzonych testów statystycznych wyznaczono dla przyjętych powierzchni polygonów, statystyki opisowe (tabela 4.12). SZW w Mysłowicach i SZW w Siemianowicach Śląskich charakteryzują się niewielką ilością punktów kontroli jakości wody czego pochodną jest niewielka (ta sama) ilość polygonów podziału obszaru funkcjonowania tych SZW. Szczególnie jest to zauważalne w odniesieniu do ilości punktów kontrolnych w SZW w Rudzie Śląskiej.

Tabela 4.12. Zestawienie statystyk opisowych powierzchni [km²] polygonów wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie 5 lat

SZW	Okres badań	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	Średnia	odch. stand
SZW w Mysłowicach	okres 1	17	0,73	15,01	4,36	5,31	7,94	6,44	4,53
	okres 2	15	1,49	16,61	3,93	5,70	10,50	7,30	5,08
	okres 3	14	1,49	16,61	4,43	6,20	11,80	7,83	5,21
	okres 4	14	1,99	16,61	4,43	5,98	10,50	7,83	4,94
	okres 5	14	1,99	16,61	4,43	5,98	10,50	7,83	4,94
SZW w Rudzie Śląskiej	okres 1	57	0,11	13,22	0,61	1,27	2,64	2,36	2,86
	okres 2	65	0,11	10,68	0,55	1,09	2,00	2,07	2,58
	okres 3	52	0,11	12,36	0,68	1,27	2,97	2,59	3,15
	okres 4	59	0,11	11,12	0,61	1,04	2,53	2,28	2,87
	okres 5	43	0,11	8,34	0,78	1,55	2,98	2,29	2,37
SZW w Siemianowicach Śląskich	okres 1	9	1,19	4,14	1,36	2,16	2,99	2,37	1,10
	okres 2	8	1,19	5,13	1,74	2,30	3,48	2,67	1,33
	okres 3	9	0,78	5,13	1,32	2,16	2,99	2,37	1,41
	okres 4	11	0,78	3,85	1,00	1,52	2,77	1,94	1,03
	okres 5	10	0,78	3,85	1,28	2,11	2,79	2,14	0,97

Analizowanym elementem jest stosunek najmniejszej do największej powierzchni w danym SZW. Dla SZW w Siemianowicach Śląskich wielkość powierzchni największego polygonu stanowi 6,5-krotność najmniejszego, natomiast dla SZW Mysłowice jest to 20-krotna różnica. Stwierdzono również sześciokrotną różnicę w ilości punktów monitoringowych pomiędzy SZW w Mysłowicach a SZW w Rudzie Śląskiej.

W kolejnym kroku przeprowadzono testowanie statystyczne rozkładu wartości powierzchni polygonów. Postawiono hipotezę H_0 , iż rozkład ten jest rozkładem normalnym. Analizy przeprowadzono testem K-S (tabela 4.13), zgodnie z metodyką przedstawiona w rozdziale 4.1.2.

Tabela 4.13. Zestawienie parametrów testowania hipotezy H_0 o zgodności powierzchni polygonu [km^2] wygenerowanego algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów pb_i urzędowej kontroli jakości wody z rozkładem normalnym dla wybranych SZW województwa śląskiego

SZW	okres	n	d	λ (test K-S)	P (test χ^2)	wniosek
SZW w Mysłowicach	okres 1	17	0,772794	1,57	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	15	0,891638	1,56	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	14	0,770332	1,56	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	14	0,892535	1,56	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	14	0,892535	1,56	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
SZW w Rudzie Śląskiej	okres 1	57	1,748995	1,63	0,00082	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	65	2,161653	1,63	0,00001	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	52	1,826933	1,63	0,00013	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	59	2,127677	1,63	0,00003	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	43	1,579687	1,63	0,00229	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
SZW w Siemianowicach Śląskich	okres 1	9	0,700014	1,54	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	8	0,56809	1,53	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	9	0,5145	1,54	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	11	0,677852	1,55	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	10	0,433928	1,55	-	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01

W załączniku na wykresach 11-40 przedstawiono rozkłady wartości powierzchni polygonów dla opisanych wyżej SZW oraz dystrybuanty tych rozkładów.

W oparciu o analizę statystyczną zbioru danych, stwierdzono jedynie dla SZW w Rudzie Śląskiej, iż rozkład wartości powierzchni polygonów nie ma charakteru rozkładu normalnego. Dla pozostałych analizowanych przypadków potwierdzono, iż wartości te mają cechy rozkładu normalnego. Tylko dla SZW w Rudzie Śląskiej, w analizowanym horyzoncie badawczym, powierzchnia polygonu jest najmniejsza, a jej minimalna wartość, w każdym okresie badawczym, nie przekracza 0,11 [km²].

W tabeli 4.14. zestawiono udział liczby polygonów w SZW Rudzie Śląskiej o wartości powierzchni poniżej 1 [km²] w stosunku do wszystkich wyznaczonych polygonów. Stan ten wynika z największej ilości punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody, przekładających się na większą ilość wygenerowanych małych polygonów. Tak duże zagęszczenie punktów planowanej urzędowej kontroli jakości wody pb_i ma bezpośredni wpływ na charakter rozkładu analizowanej powierzchni polygonów.

Tabela 4.14. Udział interpolowanych polygonów o powierzchni do 1km² na obszarze SZW w Rudzie Śląskiej w analizowanym horyzoncie pięciu lat

Okres obserwacji	Udział polygonów o pow. do 1km ²
okres 1	0,40
okres 2	0,46
okres 3	0,38
okres 4	0,44
okres 5	0,37

W kolejnym kroku wykonano test Levene'a jednorodnych średnich analizowanych SZW. Na podstawie uzyskanych danych, postawiono hipotezę zerową H_0 o zgodności średnich. Hipotezę H_0 poddaną testowaniu jest założenie, iż w danym SZW, w j -tym okresie obserwacji wartość powierzchni wygenerowanych polygonów jest statystycznie jednorodna. Analizę testu zgodności Levene'a w przeprowadzono na całym zbiorze danych z uwzględnieniem zmiennej zależnej (rok obserwacji) dla wybranych SZW w procedurze analizy wariancji. (tabela 4.15). Dla wszystkich testowanych SZW stwierdzono zgodność średnich. Należy przyjąć hipotezę H_0 , iż różnice w średniej powierzchni polygonów nie są istotne statystycznie.

Tabela 4.15 Wyniki testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ jednorodnych średnich PPP_{nj} dla wybranych SZW w analizowanym horyzoncie badań 5 lat

SZW	Wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
SZW w Mysłowicach	0,9835	tL>0,05	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0
SZW w Rudzie Śląskiej	0,76537	tL>0,05	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0
SZW w Siemianowicach Śląskich	0,9545	tL>0,05	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0

Z uwagi na stwierdzono dla SZW w Rudzie Śląskiej odmienne wnioskowanie statystyczne dotyczące charakteru rozkładu wartości powierzchni polygonów, zbior ten poddano kolejnemu testowaniu z zastosowanie analizy NIR (tabela 4.16).

Tabela 4.16 Wynik analizy testu NIR średnich PPP_{nj} dla SZW w Rudzie Śląskiej w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
okres 1		0,564697	0,670284	0,876826	0,906313
okres 2	0,564697		0,317228	0,673669	0,681272
okres 3	0,670284	0,317228		0,561559	0,609065
okres 4	0,876826	0,673669	0,561559		0,980051
okres 5	0,906313	0,681272	0,609065	0,980051	

Brak różnic istotnych statystycznie $z p < 0,05000$

Test NIR nie potwierdził występowania różnic istotnych statystycznie (dla $p < 0,05$) dla wartości powierzchni polygonów pomiędzy analizowanymi okresami z całego horyzontu badawczego.

Tabela 4.17. Kategoryzacja parametru powierzchni polygonu PPP_{nj} generowanego w oparciu o lokalizację punktu urzędowej planowanej kontroli wody

Parametr PPP_{nj}		Interpretacja skutków zagrożenia utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody dla obszary polygonu o powierzchni [km ²]	Wartość wagi
Rozkład normalny zmiennej PPP_{nj}	Brak rozkładu normalnego zmiennej PPP_{nj}		
$PPP_{nj} \leq \mu - \delta$	$PPP_{nj} \leq Q_1$	mały stopień, możliwy wpływ na skutki utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody.	1
$\mu - \delta < PPP_{nj} \leq \mu$	$Q_1 < PPP_{nj} \leq Me$	podwyższony stopień, znikomy wpływ na skutki utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody.	2
$\mu < PPP_{nj} \leq \mu + \delta$	$Me < PPP_{nj} \leq Q_3$	znaczny stopień, wpływ na skutki utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody.	3
$\mu + \delta < PPP_{nj}$	$Q_3 < PPP_{nj}$	wysoki stopień, duży wpływ na skutki utraty bezpieczeństwa zdrowotnego wody.	4

Na podstawie wnioskowania po wykonaniu powyższych analizy i testów statystycznych wyznaczono progi parametru PPP_{nj} celem wydzielenia 4 klas ważności i przyporządkowania wartości wagi n -tym polygonom. W metodyce badawczej zaproponowano przyjęcie progów wielkości wyznaczanych dla rozkładu normalnego w oparciu o wartość średnią i odchylenie standardowe: $\mu - \delta$, μ , $\mu + \delta$. Natomiast dla rozkładu, który nie ma charakteru rozkładu normalnego, przyjęto progi wartości wyznaczane przez kwartył I rzędu Q_1 , medianę Me i kwartył III rzędu Q_3 (tabela 4.17). Każdemu n -temu wydzielonemu obszarowi badawczemu w j -tym okresie w systemie gis'owym jest przyporządkowywana wartość wagi PPP_{nj} (tabela 4.17.). Następnie w systemie gis'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj})

do rastrowej (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni. Tak opracowany zestaw danych parametru PPP modelu WiMPAR jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki badawczej.

4.2.4. Parametr utraty bezpieczeństwa wody – PUBW

Podstawowym zadaniem realizowanym przez przedsiębiorstwa wodociągowe i dostawców wody jest dostarczenie wody w odpowiedniej ilości, pod odpowiednim ciśnieniem i o odpowiedniej jakości. Zgodnie z celem zdefiniowanym w nowej dyrektywie [32] w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi najważniejsze jest zapewnienie niezawodnych dostaw bezpiecznej wody. Kontrola jakości wody jest podstawowym elementem uzyskania potwierdzenia zapewnienia bezpieczeństwa zdrowotnego konsumentów w zarządzaniu ryzykiem zbiorowego zaopatrzenia w wodę.

Dla zapewnienia niezawodnej dostawy bezpiecznej wody do kranu u konsumenta, przedsiębiorstwa wodociągowe prowadzą działania eksploatacyjne obejmujące ujmowanie, uzdatniania i dystrybucję wody. Przedsiębiorstwa wodociągowe, organy kontrolne i inne podmioty wykonują badania jakości wody w ramach prawnego obowiązku realizacji kontroli wewnętrznej w celu pozyskania informacji o efektywności i skuteczności procesów uzdatniania wody, zapewniających stabilność chemiczną i mikrobiologiczną wody podczas jej dystrybucji oraz w ramach bieżącego nadzoru sanitarnego nad jakością wody. Głównie z powodów ekonomicznych, najczęściej ilość wykonywanych badań jakości wody w procesie kontroli wewnętrznej jest ograniczona do minimum wymaganego prawem. Brak w legislacji jasnych procedur, czy też zasad określających związek przyczynowo skutkowy pomiędzy zmiennością jakości wody a miejscami (punkty zgodności), z których woda jest pobierana celem kontroli jej jakości. Spoczywający na przedsiębiorstwach wodociągowych obowiązek zapewnienia dostaw bezpiecznej wody był jedną z przyczyn dla której Minister Zdrowia odpowiedzialny za bezpieczeństwo zdrowotne konsumentów, zdecydował o prowadzeniu urzędowej kontroli jakości wody przeznaczonej do spożycia. Na urzędową kontrolę składa się szereg elementów, m.in.: weryfikacja prowadzenia kontroli wewnętrznej, nadzór nad stosowaniem nowych technologii uzdatniania wody, nadzór nad materiałami, wyrobami i preparatami kontaktującymi się z wodą, czy też nadzór nad laboratoriami wykonującymi badania próbek wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Jednak najważniejszym i obiektywnym elementem w procedurach zapewnienia bezpieczeństwa dostaw wody jest

wykonywanie badań jakości wody, mających na celu przede wszystkim identyfikację zdarzeń niepożądanych, determinujących wzrost ryzyka wystąpienia przekroczeń wartości parametrycznych jakości wody, w tym zagrażających zdrowiu publicznemu. Celem nadrzędnym, urzędowej kontroli prowadzonej przez Państwową Inspekcję Sanitarną jest weryfikacja bezpieczeństwa zdrowotnego konsumentów wody. Rozporządzenia Ministra Zdrowia [132-134] nie zawierają szczegółowych procedur/instrukcji postępowania w przypadku stwierdzenia wystąpienia niezgodności parametru z normatywem w odniesieniu do bezpieczeństwa zdrowotnego dostarczanej wody. Brak jasnych zasad postępowania utrudnia realizację zadań polegających na weryfikacji bezpieczeństwa wody oraz realizacji obowiązków zarówno przez organ kontrolny jak i podmiot odpowiedzialny za realizację zbiorowego zaopatrzenia w wodę. Fakt stwierdzenia niezgodności z normatywem, wymusza na PIS podjęcie decyzji o wydaniu odpowiedniej oceny sanitarnej wody oraz możliwego przeprowadzenie postępowania administracyjnego, co nie jest niezgodne z zasadami zarządzania ryzykiem. Dla przedsiębiorstw wodociągowych taki stan pociąga za sobą określone skutki, w tym ekonomiczne, jakimi mogą być koszty dodatkowego płukania sieci czy koszty wypłat ewentualnych odszkodowań. Zarówno zakres działań organu kontrolnego i podmiotu realizującego zbiorowe zaopatrzenia będzie różny w zależności od parametru, dla którego stwierdzono niezgodność z normatywem. Oczywiście najważniejsza jest ocena narażenia konsumenta na niebezpieczeństwo dostępu do wody o niepewnej lub złej jakości. Celem oszacowania skali zagrożenia wynikającej ze zdarzeń losowych wystąpienia niezgodności z normatywem badanej próbki wody, przyjęto w modelu WiMPAR parametr utraty bezpieczeństwa wody (PUBW).

W etapie budowania baz danych dla parametru PUBW, podzielono obszar badawczy na N wydzielonych obszarów jednostkowych dla j -tych okresów zgodnie z procedurą *polygony Thiessena* (rozdz. 4.1.1) w oparciu o lokalizację punktów próbkobiorczych pb_i urzędowej kontroli jakości wody. W pierwszym etapie modelu WiMPAR dla parametru PUBW zdefiniowano dwa stany jakości wody w i -tym punkcie próbkobiorczym pb_i dla z -tego zdarzenia:

S1 – stan, w którym badane parametry są zgodne z aktualnie obowiązującą legislacją;

S2 – stan, dla którego stwierdzono niezgodność z aktualnie obowiązującą legislacją.

Na etapie budowania baz danych do wykonania charakterystyki i kwantyfikacji stanu S2 jakości wody, zaproponowano wyznaczenie czterech składowych, które w kolejnym kroku zostaną zastosowane w czteroparametrycznej macierzy. W tym kroku zdefiniowano

wskaźnik charakterystyki stanu S2 dla *z-tego* zaburzenia jakości wody w *i-tym* punkcie próbkobiorczym pb_i – wskaźnik oceny stanu jakości wody (WOSJW) w *j-tym* okresie obserwacji.

Zdefiniowano następujące cztery składowe:

1. skala zagrożenia zdrowotnego oparta na klasyfikacji podstawowych wymagań, jakim powinna odpowiadać woda określonych w rozporządzeniu Ministra Zdrowia (L),
2. skala zagrożenia zdrowotnego, oparta na klasyfikacji zagrożeń nowotworowych wg IARC (International Agency for Research on Cancer) (C),
3. czas trwania stanu S2 niezgodności parametru jakości wody z normatywem prawnym (T),
4. prawdopodobieństwo wystąpienia stanu S2 niezgodności z normatywem w danym punkcie kontroli (P).

Na etapie opracowywania poszczególnych elementów matrycy zaproponowano zasady podziału na określone kategorie wraz z przypisaniem odpowiadających im wartościom wag. Wartości wag dla każdej kategorii składowych wyznaczono w oparciu o poziom wpływu na zdrowie konsumenta wody z zachowaniem dodatniej zależności przyczynowo-skutkowej, tj. im większe potencjalne zagrożenie dla konsumenta, tym większa wartość wagi.

składowa L – skala oparta na podstawach prawnych jakości wody.

Skala zagrożenia zdrowotnego jest oparta na klasyfikacji podstawowych wymagań jakim powinna odpowiadać woda określona w aktualnie obowiązującym normatywie prawnym, tj. rozporządzeniu Ministra Zdrowia. W identyfikacji poziomu zagrożenie zdrowotnego wg aktualnie obowiązującego rozporządzenia Ministra Zdrowia [134], zdefiniowano cztery poziomy:

1 poziom – parametry jakości wody określające podstawowe wymagania mikrobiologiczne, jakim powinna odpowiadać woda [Załącznik nr 1 A RMZ]. W przypadku niezgodności tych parametrów organ kontrolny natychmiastowo powinien stwierdza nieprzydatność wody, co skutkuje wydaniem, w drodze decyzji administracyjnej, zakazu konsumpcji wody czy wykorzystania jej do produkcji żywności. W przypadku wystąpienie takiego stanu koniecznym jest utrzymanie zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczona wyłącznie do celów sanitarnych tj. spłukiwania toalet. Zupełny brak dostaw wody w sytuacji wystąpienia skażenia

mikrobiologicznego, a co się z tym wiąże brak przepływów w sieci wodociągowej może powodować eskalację zagrożenia epidemicznego. Zgodnie z zapisami prawa w tym samym czasie podmiot odpowiedzialny za zbiorowe zaopatrzenie w wodę otrzymuje nakaz podjęcia interwencyjnych działań naprawczych, mających doprowadzić do uzyskania wymaganej jakości wody. Ponadto jest możliwym, na drodze cywilnoprawnej, dochodzenie odszkodowań przez podmioty, które poniosły stratę, np.: producenci żywności, klienci przedsiębiorstw wodociągowych. W sytuacji pojawienia się skażenia mikrobiologicznego wody, przywrócenie funkcjonowania zbiorowego zaopatrzenia w bezpieczną wodę może być realizowane dopiero po wydaniu odpowiedniej oceny przez państwowego powiatowego inspektora sanitarnego. Kosztami wykonania badań parametrów, dla których stwierdzono stan S2, organ kontrolny obciąża decyzją administracyjną podmiot realizujący zbiorowe zaopatrzenie w wodę.

2 poziom – parametry jakości wody opisujące podstawowe wymagania fizykochemiczne [Załącznik nr 1 B RMZ], jakim powinna odpowiadać woda. W przypadku wystąpienia niezgodności tej grupy parametrów organ kontrolny wydaje decyzję o przydatności wody na warunkach przyznanego odstępstwa, co skutkuje wdrożeniem procedury wydania odstępstwa od wymagań określonych w RZM. Udzielenie zgody na odstępstwo jest dopuszczalne, jeżeli nie będzie stanowiło potencjalnego zagrożenia dla zdrowia ludzkiego, a zaopatrzenie w wodę o właściwej jakości nie będzie mogło być zrealizowane niezwłocznie za pomocą żadnych innych środków. Pierwsze takie odstępstwo wydaje właściwy miejscowo państwowy powiatowy inspektor sanitarny po uwzględnieniu zagrożenie zdrowotnego, określając czas trwania odstępstwa z jednoczesnym akceptowalnym maksymalnym poziomem stężenia parametru. Każde odstępstwo może być wydane maksymalnie na okres trzech lat. Drugą zgodę na odstępstwo wydaje właściwy państwowy wojewódzki inspektor sanitarny. Jeżeli z jakiś ważnych powodów, pomimo podjętych i udokumentowanych działań naprawczych, nie udało się w okresie dwóch odstępstw przywrócić wymaganej jakości wody, trzecią zgodę na odstępstwo wydaje Główny Inspektor Sanitarny, po otrzymaniu pozytywnej opinii Komisji Europejskiej. Każde z tych odstępstw może zostać wydane maksymalnie na trzy lata. Zgody te nie mogą dotyczyć odstępstw na bromiany oraz ołów.

3 poziom – parametry jakości wody opisujące dodatkowe wymagania mikrobiologiczne, organoleptyczne, fizykochemiczne [Załącznik nr 1 C RMZ]. W przypadku stanu

S2 organ kontrolny w drodze decyzji administracyjnej, po rozważeniu stopnia zagrożenia dla zdrowia, wydaje warunkową przydatność wody, co skutkuje wydaniem oceny przydatności wody do spożycia, pod warunkiem doprowadzenie parametrów jakości wody do wartości parametrycznych zgodnych z Rozporządzeniem.

4 poziom – parametry jakości wody opisujące dodatkowe wymagania chemiczne [Załącznik nr 1 D RMZ], jakim powinna odpowiadać woda. W przypadku niezgodności tej grupy parametrów organ kontrolny w drodze decyzji administracyjnej, po rozważeniu stopnia zagrożenia dla zdrowia, wydaje warunkową przydatność wody, skutkującą obowiązkiem doprowadzenie parametrów wody zgodnych z RMZ.

Parametry jakości wody przyporządkowane do poziomów 1, 2 i 3 są ujęte jako obligatoryjny zakres kontroli, przez podmiot realizujący zbiorowe zaopatrzenie w wodę. Na podstawie badań wszystkich tych parametrów właściwy miejscowo państwowy powiatowy inspektor sanitarny wydaje ocenę sanitarną przydatności wody. Natomiast kontrola jakości wody w zakresie parametrów poziomu 4, tj. dodatkowych wymagań chemicznych jakim powinna odpowiadać woda, nie jest obligatoryjna, z wyjątkiem zawartości chloru wolnego, sumy chloranów i chlorynów oraz ozonu, które podlegają obowiązkowej kontroli w zależności od zastosowanego dezynfekanta (związki chloru, dwutlenek chloru i ozon). W poziomie 4, zgodnie z załącznikiem 4 do RMZ [134] przyporządkowano wskaźniki jakości wody, wymagające oceny z uwagi na stosowaną technologię uzdatniania wody, w tym sposób jej dezynfekcji. Ustanowiono je z uwagi na znaczenie zdrowotne zawartego w wodzie resztkowego stężenia dezynfektanta oraz ubocznych produktów dezynfekcji innych niż wymienione w załączniku 2 do RMZ [134] (bromiany i suma THM – zakwalifikowana w metodyce badawczej do drugiego poziomu zagrożenia zdrowotnego). Spośród wymienionych w RMZ w załączniku 4 [134] parametrów, monitorowania wymagają wyłącznie substancje stosowane w dezynfekcji wody i uboczne produkty dezynfekcji. Wartości dopuszczalne pozostałych parametrów określono dla oceny efektywności i prawidłowości procesów uzdatniania wody. Jednak brak badań wody w tym zakresie może zdecydowanie wpływać na obniżenie bezpieczeństwa zdrowotnego konsumenta. Ten powód stanowił argument do analizy tych parametrów z uwzględnieniem ich wpływu na zdrowie i zagrożenie życia konsumentów wody. Każdemu poziomowi parametrów przyporządkowano wagę skali zagrożenia (tabela 4.18.).

Tabela 4.18. Skwantyfikowana składowa $L_{pb_{i,z}}$ parametru jakości wody dla zagrożeń zdrowotnych (L) wg RMZ wraz wagami

Klasyfikacja	Wartości wagi $L_{pb_{i,z}}$
Poziom 1	4
Poziom 2	3
Poziom 3	2
Poziom 4	1

składowa C: skala zagrożenia rakotwórczego wg klasyfikacji IARC

Drugim elementem jest potencjalny wpływ danego parametru jakości na zdrowie i życie konsumenta wody, odniesiony do zagrożeń bezpieczeństwa konsumentów, który został zdefiniowany dla 3 grup narażenia. Podział oparto na klasyfikacji IARC (International Agency for Research on Cancer) obejmującej następujące grupy zagrożeń zdrowotnych:

Grupa 1- substancje rakotwórcze dla człowieka,

Grupa 2A - substancje prawdopodobnie rakotwórcze dla człowieka,

Grupa 2B - substancje możliwie rakotwórcze dla człowieka,

Grupa 3 - substancje o udowodnionym działaniu rakotwórczym na zwierzęta i nieznanym działaniu rakotwórczym na człowieka.

Grupa 4 - substancje prawdopodobnie nierakotwórcze dla człowieka.

W oparciu o powyższą klasyfikację oraz fakt, iż nie wszystkie parametry określone w rozporządzeniu MZ są objęte IARC, w metodyce badawczej zdefiniowano następujące 3 grupy narażenia konsumenta (tabela 4.19), którym przyporządkowano odpowiednie wartości wag.

Tabela 4.19. Skwantyfikowana składowa $C_{pb_{i,z}}$ parametru jakości wody dla zagrożeń nowotworowych (C) wg IARC

Klasy wg IARC	Wartość wagi $C_{pb_{i,z}}$
grupa 1	3
grupa 2A i grupa 2B	2
grupa 3 i grupa 4	1

W metodyce badawczej wyznaczania parametru zagrożenia bezpieczeństwa jakości wody PUBW w macierzy szacowania ryzyka wystąpienia niezgodności jakości wody dla zagrożeń nowotworowych (C) oraz zdefiniowanych klas zagrożenia zdrowotnego (L) określone zostały wagi dla parametrów jakości wody, które są uwzględniane w urzędowej i wewnętrznej kontroli jakości wody (tabela 4.20.).

Tabela 4.20. Skwantyfikowane poziomy $L_{pb_{i,z}}$ i $C_{pb_{i,z}}$ przyporządkowane do parametrów jakości wody

lp	Parametr jakości wody	Wartości wag	
		zagrożenia zdrowotne (L)	zagrożenia rakotwórcze (C)
1.	Escherichia coli	4	1
2.	Enterokoki	4	1
3.	Akryloamid	3	2
4.	Antymon	3	2
5.	Arsen b	3	3
6.	Azotany	3	1
7.	Azotyny	3	1
8.	Benzen	3	3
9.	Benzo(a)piren	3	3
10.	Bor	3	1
11.	Bromiany	3	2
12.	Chlorek winylu	3	3
13.	Chrom	3	1
14.	Cyjanki	3	1
15.	1,2-dichloroetan	3	2
16.	Epichlorohydryna	3	2
17.	Fluorki	3	1
18.	Kadm	3	2
19.	Miedź	3	1
20.	Nikiel	3	3
21.	Ołów	3	2
22.	Pestycydy	3	2
23.	Σ pestycydów	3	2
24.	Rtęć	3	1
25.	Selen	3	1
26.	Σ trichloroetenu i tetrachloroetenu	3	2
27.	Σ Wielopierścieniowych węglowo	3	1
28.	Σ THM	3	2
29.	Bakterie grupy coli	3	1
30.	Ogólna liczba mikroorganizmów	3	1
31.	Clostridium perfringens (ze spor.)	3	1
32.	Amonowy jon	2	1
33.	Barwa	2	1
34.	Chlorki	2	1
35.	Glin	2	1
36.	Mangan	2	1
37.	Mętność	2	1
38.	Ogólny węgiel organiczny (OWO)	2	1
39.	Stężenie jonów wodoru (pH)	2	1
40.	Przewodność	2	1
41.	Siarczany	2	1
42.	Smak	2	1
43.	Sód	2	1
44.	Utlenialność z KMnO4	2	1
45.	Zapach	2	1
46.	Żelazo	2	1
47.	Tryt	2	1

Tabela 4.20 ciąg dalszy

48.	Całkowita dopuszczalna dawka promieniotwórczości	2	1
49.	Bromodichlorometan	1	2
50.	Chlor wolny	1	1
51.	Chloraminy	1	1
52.	Σ chloranów i chlorynów	1	1
53.	Ozon	1	1
54.	Formaldehyd	1	3
55.	Ftalan dibutyłu	1	1
56.	Magnez	1	1
57.	Srebro	1	1
58.	Tetrachlorometan (czterochlorek węgla)	1	2
59.	Σ trichlorobenzenów	1	2
60.	2,4,6-trichlorofenol	1	2
61.	Trichlorometan (chloroform)	1	2
62.	Twardość	1	1
63.	Parametr nie ujęty w legislacji krajowej a badany w powodu zagrożenia zdrowia publicznego	1	1-3

Dla parametrów, które nie zostały zdefiniowane w akcie prawnym a ich badanie w danym regionie jest konieczne ze względu na zdrowie publiczne w klasyfikacji L przyjmują wartość „1” a klasyfikacja C przyjmuje wartość w oparciu o dostępną literaturę dotyczącą rakotwórczego narażenia ludzi.

Składowa T: Czas trwania niezgodności jakości wody z normatywem prawnym

Trzecią składową jest czas trwania stanu S2 jakości wody (T) z wartościami określonymi w RMZ [134]. W kategoryzacji, dla tego parametr w oparciu o czas ekspozycji konsumenta na potencjalne zagrożenie konsumpcji skażonej wody wydzielono trzy klasy (tabela 4.21.).

Tabela 4.21. Skwantyfikowana składowa $T_{pb_{i,z}}$ łącznego czasu trwania stanu S2

Klasa	Łączny czas trwania niezgodności [doby]	Opis konsekwencji	Wartość wagi $T_{pb_{i,z}}$
1	$T \leq 7$	w tym czasie wykonywane jest badanie jakości wody, podmiot realizujący zbiorowe zaopatrzenie w wodę przeprowadza czynności naprawcze oraz wykonywane jest badanie rekontrolne.	1
2	$7 < T \leq 30$	jeżeli niezgodność utrzymuje się do 30 dni, organ I instancyjny, pomimo niezgodności, wydaje ocenę o przydatności, zgodnie z warunkami z RMZ [134].	2
3	$T > 30$	jeżeli łączny czas niezgodności utrzymuje się ponad 30 dni, organ I instancyjny wydaje warunkową ocenę przydatności lub brak przydatności wody do spożycia	3

Składowa P: prawdopodobieństwo wystąpienia stanu S2 w *i*-tym punkcie kontroli pb_i

Czwartą składową maczy szacowania ryzyka wystąpienia niezgodności jakości wody z normatywem jest prawdopodobieństwo przekroczenia wartości parametrycznej w danym punkcie kontroli pb_i wyznaczane wg wzoru 4.9. Warunkiem niezbędnym do uwzględnienia tej składowej w ocenie stanu S2 jest kwantyfikacja prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 w *i*-tym punkcie próbkobiorczym pb_i , w *j*-tym okresie badań oraz przyporządkowanie wartości wag wydzielonym klasom tego prawdopodobieństwa.

$$P_{pb_{izj}} = \frac{AS2_{pb_{izj}}}{TN_{pb_{izj}}} \quad (4.9)$$

gdzie:

$P_{pb_{izj}}$ – prawdopodobieństwo wystąpienia stanu S2 dla *z*-tego parametru jakości wody w *i*-tym punkcie próbkobiorczym pb_i , w *j*-tym okresie,

$AS2_{pb_{izj}}$ – liczba wystąpień stanu S2 dla *z*-tego parametru jakości wody w *i*-tym punkcie próbkobiorczym pb_i , w *j*-tym okresie,

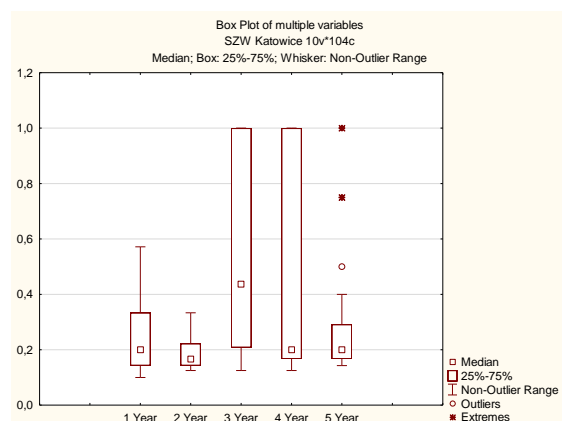
$TN_{pb_{izj}}$ – całkowita ilość oznaczeń *z*-tego parametru jakości wody w *i*-tym punkcie próbkobiorczym pb_i , w *j*-tym okresie.

Z wykorzystaniem informacji przekazanych przez organy PIS województwa śląskiego przeprowadzono analizę $P_{pb_{izj}}$ w wybranych SZW o wydajności dobowej przekraczającej 1000 m³, tj. SZW w: Katowicach, Mysłowicach, Rudzie Śląskiej oraz zbiorczo dla SZW województwa śląskiego o dobowej wydajności większej od 1000 m³ indywidualnie dla każdego *j*-tego okresu (roku) z analizowanego horyzontu pięciu lat. W tabeli 4.22. przedstawiono podstawowe statystyki opisowe charakteryzujące prawdopodobieństwo stwierdzenia niezgodności jakości wody z normatywem w danym punkcie jej kontroli pb_i . W załączniku 1 na rysunkach 41-78 przedstawiono rozkłady wartości $P_{pb_{izj}}$ dla wybranych SZW o dobowej wydajności przekraczającej 1000m³ oraz dystrybuanty tych rozkładów w podziale na okres jednego roku w 5-letnim okresie badań. Analizując podstawowe statystyki opisowe (tabela 4.22, rys. 4.4-4.7) należy zauważyć, iż najmniejszą wartość prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 w danym punkcie kontroli pb_i na poziomie 0,03 stwierdzono dla wszystkich SZW o $Q > 1000$ m³/d. Spośród wytypowanych trzech indywidualnych SZW, najniższą wartość prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 stwierdzono dla SZW w Rudzie Śląskiej (tabela 4.22, rys. 4.5)

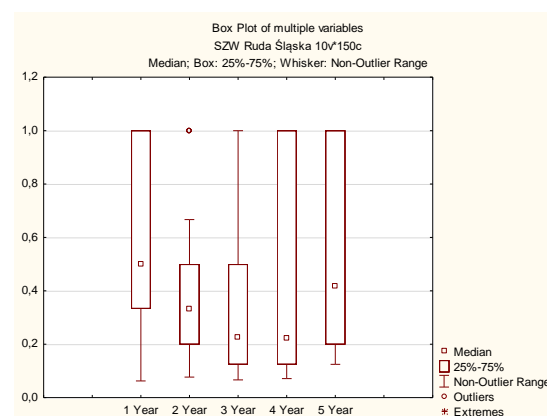
w drugim okresie. W analizowanych wszystkich SZW o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$. najniższą wartość $P_{pb_{izj}}$ stwierdzono dla okresu trzeciego i czwartego (tabela 4.22, rys. 4.7).

Tabela 4.22. Zestawienie statystyk opisowych dla $P_{pb_{izj}}$ stanu S2 dla wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

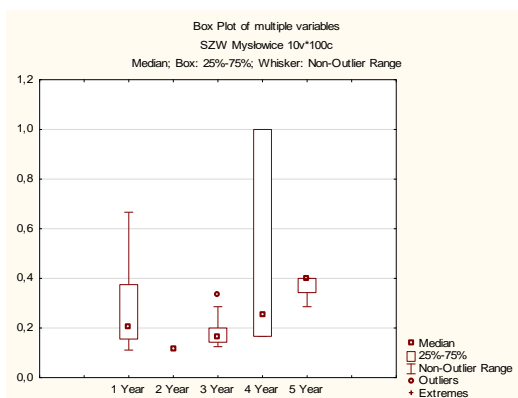
SZW	okres	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
SZW w Katowicach	okres 1	27	0,10	0,57	0,14	0,20	0,33	0,25	0,14
	okres 2	17	0,13	0,33	0,14	0,17	0,22	0,19	0,07
	okres 3	24	0,13	1,00	0,21	0,44	1,00	0,55	0,37
	okres 4	16	0,13	1,00	0,17	0,20	1,00	0,48	0,39
	okres 5	20	0,14	1,00	0,17	0,20	0,29	0,29	0,22
SZW w Rudzie Śląskiej	okres 1	22	0,06	1,00	0,33	0,50	1,00	0,53	0,33
	okres 2	25	0,08	1,00	0,20	0,33	0,50	0,43	0,30
	okres 3	28	0,07	1,00	0,13	0,23	0,50	0,36	0,33
	okres 4	19	0,07	1,00	0,13	0,22	1,00	0,46	0,40
	okres 5	22	0,13	1,00	0,20	0,42	1,00	0,49	0,34
SZW w Mysłowicach	okres 1	8	0,11	0,67	0,16	0,20	0,38	0,28	0,20
	okres 2	1	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	-
	okres 3	10	0,13	0,33	0,14	0,17	0,20	0,19	0,07
	okres 4	7	0,17	1,00	0,17	0,25	1,00	0,43	0,39
	okres 5	4	0,29	0,40	0,34	0,40	0,40	0,37	0,06
SZW o $Q > 10000$ łącznie dla województwa śląskiego	okres 1	560	0,04	1,00	0,20	0,33	0,67	0,45	0,32
	okres 2	526	0,04	1,00	0,18	0,33	0,67	0,45	0,33
	okres 3	544	0,03	1,00	0,25	0,33	1,00	0,50	0,33
	okres 4	354	0,06	1,00	0,25	0,50	1,00	0,58	0,36
	okres 5	350	0,06	1,00	0,25	0,50	1,00	0,53	0,34



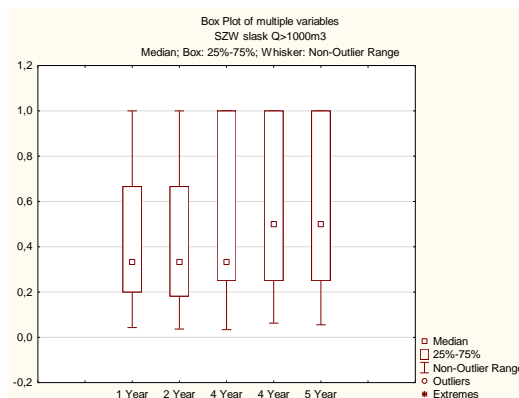
Rys. 4.4. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{izj}}$ stanu S2 dla SZW w Katowicach w horyzoncie badawczym 5 lat



Rys. 4.5. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{izj}}$ stanu S2 SZW w Rudzie Śląskiej w horyzoncie badawczym 5 lat



Rys 4.6. Wykres statystyk opisowych P_{pbizj} stanu S2 SZW w Mysłowicach w horyzoncie badawczym 5 lat



Rys. 4.7. Wykres statystyk opisowych P_{pbizj} stanu S2 wybranych SZW województwa Q>1000m³ w horyzoncie badawczym 5 lat

Tabela 4.23. Wartości testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ dla średniej wartości P_{pbizj} stanu S2 w i -tym punkcie pb_i w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

SZW	wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
SZW w Katowicach	0	$tL > 0,05$	Odrzucenie hipotezy H_0 średnie nie są jednorodne
SZW w Rudzie Śląskiej	0,396651	$tL > 0,05$	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0
SZW w Mysłowicach	0,004876	$tL > 0,05$	Odrzucenie hipotezy H_0 średnie nie są jednorodne
SZW o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ łącznie dla województwa śląskiego	0,000374	$tL > 0,05$	Odrzucenie hipotezy H_0 średnie nie są jednorodne

W dalszej kolejności testowano hipotezę H_0 , iż dla danego SZW średnie wartości prawdopodobieństwa wystąpienia niezgodności z tego parametru jakości wody w i -tym punkcie próbkobrania pb_i są zbieżne statystycznie przy poziomie ufności $\alpha=0,05$, w całym horyzoncie badawczym. Analizę testu zgodności Levene'a w przeprowadzono na całym zbiorze danych w analizie wariancji (tabela 4.23). Na podstawie wyników testu Levene'a, z wyjątkiem SZW w Rudzie Śląskiej i SZW w Siemianowicach Śląskich, dla wszystkich indywidualnie analizowanych SZW oraz łącznie dla wszystkich SZW w województwie śląskim o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ należy odrzucić hipotezę H_0 i stwierdzić, iż zbiory prawdopodobieństw dla SZW nie są zbiorami z jednorodną średnią.

Dla przypadków odrzucenia hipotezy H_0 przeprowadzono analizę testowania zgodności średnich. Analizy te zostały wykonane z wykorzystaniem testu NIR (tabela 4.24-4.26).

Tabela 4.24. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_i z_j}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla SZW w Katowicach w horyzoncie badawczym 5 lat

	rok 1	rok 2	rok 3	rok 4	rok 5
okres 1		0,532138	0,000194	0,009039	0,581424
okres 2	0,532138		0,000100	0,003620	0,280895
okres 3	0,000194	0,000100		0,470686	0,003244
okres 4	0,009039	0,003620	0,470686		0,047516
okres 5	0,581424	0,280895	0,003244	0,047516	

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie $z p < 0,05000$

Tabela 4.25. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_i z_j}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla SZW w Mysłowicach w horyzoncie badawczym 5 lat

	rok 1	rok 2	rok 3	rok 4	rok 5
okres 1		0,487653	0,402864	0,212332	0,514098
okres 2	0,487653		0,746132	0,197639	0,311000
okres 3	0,402864	0,746132		0,037141	0,180781
okres 4	0,212332	0,197639	0,037141		0,690402
okres 5	0,514098	0,311000	0,180781	0,690402	

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie $z p < 0,05000$

Na 10 porównań par SZW Katowice, aż w 6 przypadkach stwierdzono, iż zbiór jest różny statystycznie. Dla SZW w Mysłowicach tylko w jednym przypadku stwierdzono, iż jest on istotnie różny statystycznie.

Tabela 4.26. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_i z_j}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla wszystkich SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ w horyzoncie badawczym 5 lat

	rok 1	rok 2	rok 3	rok 4	rok 5
okres 1		0,979290	0,037456	0,000000	0,000558
okres 2	0,979290		0,038064	0,000000	0,000599
okres 3	0,037456	0,038064		0,000389	0,108348
okres 4	0,000000	0,000000	0,000389		0,079159
okres 5	0,000558	0,000599	0,108348	0,079159	

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie $z p < 0,05000$

Natomiast łącznie dla SZW województwa śląskiego o wydajności dobowej przekraczającej 1000 m^3 , aż w 7 par porównań stwierdzono istotne statystycznie różnice średnich prawdopodobieństw wystąpienia stanu S2 dla *z-tego* parametru jakości wody.

W kolejnym kroku analizy (tabela 4.27) przeprowadzono testowanie za pomocą testu K-S zgodność rozkładu $P_{pb_i z_j}$ z rozkładem normalnym (rozdz. 4.1.2). Wyniki testów statystycznych wskazują, iż tylko SZW w Rudzie Śląskiej charakteryzuje się jednorodną wartością średniej $P_{pb_i z_j}$ stanu S2. Dla SZW Mysłowice z uwagi na zbyt małą ilość obserwacji nie można wykonać analizy statystycznej we wszystkich okresach z całego horyzontu 5 lat. Wnioskowanie o zgodności rozkładu $P_{pb_i z_j}$ z rozkładem normalnym dla

SZW Mysłowicach, Katowicach oraz łącznie SZW o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ jest charakteryzowane przez nierówne średnie (test Levene'a).

Tabela 4.27. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $P_{pb_{izj}}$ stanu S2 z rozkładem normalnym w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat dla analizowanych SZW

SZW	okres	n	d	λ (test χ^2)	λ_α	wniosek
SZW w Katowicach	okres 1	27	0,21436	1,11385	1,58	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	17	0,34401	1,41839	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	24	0,26226	1,28481	1,58	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	16	0,32652	1,30608	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	20	0,32369	1,44759	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
SZW w Rudzie Śląskiej	okres 1	22	0,21627	1,01440	1,58	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	25	0,20413	1,02065	1,59	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	28	0,24572	1,30023	1,59	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	19	0,27583	1,20232	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	22	0,21772	1,02120	1,58	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
SZW w Mysłowicach	okres 1	8	0,39870	1,12769	1,53	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	1	-	-	-	Brak możliwości przeprowadzenie testowania
	okres 3	10	0,23633	0,74734	1,55	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	7	0,38987	1,03150	1,52	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	4	0,44146	0,88292	1,47	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
łącznie dla SZW $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ dla województwa śląskiego.	okres 1	560	0,19467	4,6067	1,63	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	526	0,20399	4,6784	1,63	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	544	0,20045	4,6753	1,63	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	354	0,25541	4,8055	1,63	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	350	0,21972	4,1106	1,63	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01

W przypadku przyjęcia hipotezy H_0 o zgodności rozkładu $P_{pb_{izj}}$ z rozkładem normalnym, wartości graniczne są definiowane: średnią μ oraz sumą średniej i odchylenia standardowego $\mu+\delta$. W przypadku odrzucenia hipotezy H_0 o zgodności rozkładu $P_{pb_{izj}}$ z rozkładem normalnym wartości graniczne są definiowane medianą Me oraz kwartylem trzeciego rzędu Q_3 . W tabeli 4.28 przedstawiono progi wartości $P_{pb_{izj}}$ wystąpienia stanu S2 wraz z przyporządkowaną wartością wagi.

Tabela 4.28. Skwantyfikowana wartość $P_{pb_{izj}}$ wraz wagami

Prawdopodobieństwo $P_{pb_{izj}}$ wystąpienia stanu S2		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Odrzucenie hipotezy H_0	
$P_{pb_{izj}} \leq \mu$	$P_{pb_{izj}} \leq Me$	1
$\mu < P_{pb_{izj}} \leq \mu + \delta$	$Me < P_{pb_{izj}} \leq Q_3$	2
$P_{pb_{izj}} > \mu + \delta$	$P_{pb_{izj}} > Q_3$	3

Tabela 4.29. Czteroparametryczna matryca wskaźnika $WOSJW(nj)_{pb_{iz}}$

		T=1			T=2			T=3				
		C=1	C=2	C=3		C=1	C=2	C=3		C=1	C=2	C=3
P=1	L=1	1	2	3	L=1	2	4	6	L=1	3	6	9
	L=2	2	4	6	L=2	4	8	12	L=2	6	12	18
	L=3	3	6	9	L=3	6	12	18	L=3	9	18	27
	L=4	4	8	12	L=4	8	16	24	L=4	12	24	36
P=2	L=1	2	4	6	L=1	4	8	12	L=1	6	12	18
	L=2	4	8	12	L=2	8	16	24	L=2	12	24	36
	L=3	6	12	18	L=3	12	24	36	L=3	18	36	54
	L=4	8	16	24	L=4	16	32	48	L=4	24	48	72
P=3	L=1	3	6	9	L=1	6	12	18	L=1	9	18	27
	L=2	6	12	18	L=2	12	24	36	L=2	18	36	54
	L=3	9	18	27	L=3	18	36	54	L=3	27	54	81
	L=4	12	24	36	L=4	24	48	72	L=4	36	72	108

Po skwantyfikowaniu wszystkich składowych w czteroparametrycznej matrycy (tabela 4.29) wyznaczono wskaźnik oceny stanu jakości wody (WOSJW) wg równania 4.10:

$$WOSJW(nj)_{pb_{iz}} = L_{pb_{iz}} \cdot C_{pb_{iz}} \cdot T_{pb_{iz}} \cdot P_{pb_{izj}} \quad (4.10)$$

gdzie: $L_{pb_{iz}}$; $C_{pb_{iz}}$; $T_{pb_{iz}}$; $P_{pb_{izj}}$ - stanowią wartości wag skwantyfikowanych składowych wskaźnika $WOSJW(nj)_{pb_{iz}}$ w n -tym jednostkowym obszarze badawczym, w j -tym okresie, dla z -tego parametru jakości wody.

Dla uzyskanych wartości $WOSJW(nj)_{pb_{iz}}$ dokonano jego kategoryzacji (tabela 4.30.).

Tabela 4.30. Kategoryzacja wskaźnika $WOSJW(nj)_{pbiz}$

Wartość $WOSJW(nj)_{pbiz}$	Wartość wagi
1-9	1
12-24	2
27-108	3

W kolejnym kroku analizy definiowania PUBW przeprowadzono sumowanie wskaźnika $WOSJW(n, j)_{pbiz}$ dla każdego n -tego polygonu, w j -tym okresie badawczym, zgodnie ze wzorem 4.11

$$\forall_{\substack{n \in N \\ j \in J}} \text{PUBW}_{nj} = \sum_{z=1}^Z \sum_{\substack{i=1 \\ n=const \\ j=const \\ z=const}}^I WOSJW(nj)_{pbiz} \quad (4.11.)$$

W kolejnym kroku celem wyznaczenia klas ważności parametru $PUBW_{n,j}$ wraz z przyporządkowaniem wag, przeprowadzono analizę statystyczną jego wartości. Do wyznaczenia progów tej kategoryzacji wykonano weryfikację hipotezy H_0 o zgodności rozkładu zmiennej $PUBW_{nj}$ z rozkładem normalnym (rozdz.4.1.2). W przypadku przyjęcia hipotezy H_0 o zgodności rozkładu $PUBW_{nj}$ z rozkładem normalnym, wartości graniczne parametru $PUBW_{nj}$ są definiowana średnią μ oraz sumą średniej i odchylenia standardowego $\mu + \delta$. W przypadku odrzucenia hipotezy H_0 wartości graniczne definiowane są medianą Me i kwartylem trzeciego rzędu Q_3 . W tabeli 4.31 zdefiniowano kryteria wartości granicznych wydzielonych trzech klas parametru $PUBW_{nj}$ oraz odpowiadające im wartości wag.

Tabela 4.31. Kategoryzacja parametru $PUBW_{nj}$ wraz z wagami

Parametr $PUBW_{nj}$.		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Odrzucenie hipotezę H_0	
$PUBW_{nj} \leq \mu$	$PUBW_{nj} \leq Me$	1
$\mu < PUBW_{nj} \leq \mu + \delta$	$Me < PUBW_{nj} \leq Q_3$	2
$PUBW_{nj} > \mu + \delta$	$PUBW_{nj} > Q_3$	3

Na podstawie tak wyznaczonych wartości wag parametru $PUBW_{n,j}$ każdemu n -temu jednostkowemu obszarowi badań (polygon) w j -tym okresie analizy w systemie gis'owym przyporządkowywane są odpowiednie wagi (tabela 4.31.) tworzące zbiór danych wektorowych GW_{nj} . W systemie gis'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj}) do rastrowej (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni. Tak opracowany zestaw danych parametru PUBW modelu WiMPAR jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki badawczej.

4.2.5 Parametr interpolowanej struktury konsumentów wody - PISK

Jedną ze składowych elementów systemu DSS wdrażanego przez przedsiębiorstwa wodociągowe wspomagającego analizy ryzyka funkcjonowania SZW jest oszacowanie wielkości i zagęszczenia narażonej populacji na dostęp do wody o niepewnej jakości oraz określenie jej lokalizacji w przestrzeni. Wykonanie tego zadania opiera się w pierwszej kolejności na pozyskaniu danych dotyczących przestrzennego zagęszczenia populacji. Powszechnie dostępne są dane przestrzenne zagęszczenia populacji na danym obszarze, ale są one zbyt mało precyzyjne. European Environment Agency udostępnia warstwę rastrową dla dużej części krajów Unii Europejskiej, z uwzględnieniem również Polski, w rozdzielczości 100 metrów, wg danych Eurostatu z 2001 r. Taki sposób prezentacji danych oraz data aktualizacji zbioru danych może powodować zasilenie projektowanego modelu danymi obciążonymi dużą niedokładnością oraz uniemożliwia wykonanie regularnej aktualizacji danych, uzależniając przedsiębiorstwo wodociągowe od usług podmiotów zewnętrznych narażając je na dodatkowe znaczne koszty związane z zakupem danych. W proponowanej metodyce zaproponowano wykorzystanie metody obejmującej klasyfikację i wyznaczanie obszarów zagęszczenia populacji opartej na danych, które są w posiadaniu przedsiębiorstw wodociągowych. Przedsiębiorstwa wodociągowe posiadają ewidencję przyłączy oraz przyporządkowaną każdemu wodomierzowi (punkt sprzedaży wody) ilość sprzedawanej wody w jednostce czasu. Należy tu zaznaczyć, iż każdy z tych dwóch elementów wykorzystanych indywidualnie może prowadzić do błędnego wnioskowania. Zagęszczenie ilości przyłączy na danym obszarze nie umożliwia oceny zagęszczenia populacji, gdyż nie uwzględnia ilości sprzedawanej wody w oparciu, o którą można oszacować ilość zaopatrywanych konsumentów, np. brak możliwości rozróżnienia zabudowy jednorodzinnej od wielorodzinnych. Jednocześnie sama informacja dotycząca ilości sprzedawanej wody uniemożliwia umiejscowienie tej danej w przestrzeni. Tak określone dane wejściowe obejmują wyłącznie konsumentów korzystających z konkretnego SZW eksploatowanego przez dane przedsiębiorstwo wodociągowe. W modelu WiMPAR zaproponowano parametr interpolowanej struktury konsumentów wody (PISK). $PISK_{nj}$ w n -tym wydzielonym obszarze jednostkowym w j -tym okresie badawczym zbudowany jest z dwóch komponentów: liczby przyłączy wodociągowych (LP_{nj}) oraz łącznej ilości sprzedawanej wody (QW_{nj}). W metodyce zaproponowano podział obszaru badanego na N wydzielonych obszarów jednostkowych dla każdego j -tego okresu, w oparciu o tzw. algorytm *fishnet* (rozdz. 4.1.1).

W modelu WiMPAR, każde przyłącze wodociągowe ma przyporządkowane współrzędne geograficzne, które są prezentowane w postaci warstwy wektorowej danych przestrzennych. W systemie gis'owym wykonywana jest operacja przecięcia przestrzennego warstwy wektorowej zawierającej lokalizacje przyłączy wodociągowych z warstwą wektorową podziału obszaru badawczego. Operacja ta przyporządkowuje przyłącza wodociągowe do n -tego wydzielonego jednostkowego obszaru badawczego. Na podstawie tej operacji przestrzennej wyznaczana jest ilość przyłączy i łączna ilość sprzedawanej wody w n -tym wydzielonym obszarze jednostkowym w j -tym okresie. Uzyskany zbiór danych LP_{nj} i QW_{nj} poddaje się analizom statystycznym (rozdz. 4.1.2), na podstawie których przeprowadza się kwantyfikację celem wydzielenia klas ważności wraz z przyporządkowaniem wartości wag.

W pierwszej kolejności testowana jest hipoteza zerowa H_0 , iż rozkłady zmiennych losowych (liczba przyłączy LP_{nj} oraz ilość sprzedawanej wody QW_{nj}), są rozkładami normalnymi. Jeżeli na podstawie testów zgodności K-S oraz test χ^2 (rozdz. 4.1.2) nie ma podstaw do odrzucenia hipotez H_0 o zgodności rozkładu zmiennych z rozkładem normalnym, wówczas wielkości graniczne poszczególnych klas ważności z przypisanymi im wagami definiowane są za pomocą średniej μ oraz sumą średniej i odchylenia standardowego $\mu + \delta$. W przypadku odrzucenia hipotezy H_0 wartości graniczne przyjętych trzech klas definiowane są medianą Me oraz kwartylem trzeciego rzędu Q_3 . Poniższe tabele przedstawiają kwantyfikację LP_{nj} (tabela 4.32), a QW_{nj} (tabela 4.33).

Tabela 4.32. Kwantyfikacja LP_{nj} wraz wagami

Wskaźnik LP_{nj}		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Odrzucenie hipotezy H_0	
$LP_{nj} \leq \mu$	$LP_{nj} \leq Me$	1
$\mu < LP_{nj} \leq \mu + \delta$	$Me < LP_{nj} \leq Q_3$	2
$LP_{nj} > \mu + \delta$	$LP_{nj} > Q_3$	3

Tabela 4.33. Kwantyfikacja Q_{nj} wraz z wagami

Wskaźnik QW_{nj}		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Odrzucenie hipotezy H_0	
$QW_{nj} \leq \mu$	$QW_{nj} \leq Me$	1
$\mu < QW_{nj} \leq \mu + \delta$	$Me < QW_{nj} \leq Q_3$	2
$QW_{nj} > \mu + \delta$	$QW_{nj} > Q_3$	3

Dla wyznaczenia $PISK_{nj}$ w n -tym wydzielonym obszarze badań w j -tym okresie zbudowano dwuparametryczną macierz wag wskaźników LP_{nj} i QW_{nj} (tabela 4.34).

Tabela 4.34. Dwuparametryczna maczyca $PISK_{nj}$

$LP_{nj} \backslash QW_{nj}$	1	2	3
1	1	2	3
2	2	4	6
3	3	6	9

Na podstawie opisu w ww. dwuparametrycznej maczycy ryzyka, wyznacza się $PISK_{nj}$, zgodnie ze wzorem 4.12, który w kolejnym kroku zostanie skategoryzowany.

$$\forall_{\substack{n \in N \\ j \in J}} PISK_{nj} = LP_{nj} \cdot QW_{nj} \quad (4.12)$$

gdzie: $LP_{nj}; QW_{nj}$ - wartości wagi skwantyfikowanych składowych parametru $PISK_{nj}$

Kolejno $PISK_{nj}$, zgodnie z tabelą 4.35 otrzymuje wartości wag, które są przyporządkowywane n -tym wydzielonym obszarom badań w j -tym okresie.

Tabela 4.35. Kategoryzacja parametru $PISK_{nj}$ wraz z wagami

Wartości $PISK_{nj}$	Wartość wagi
1-2	1
3-4	2
6-9	3

Wartość wagi $PISK_{nj}$ jest przyporządkowywana tylko tym n -tym jednostkowym obszarom badawczym, w obrębie których występują przyłącza wodociągowe. Dla pozostałych wydzielonych jednostkowym obszarów, na których brak jest infrastruktury wodociągowej przyjęto zerową wartość wagi parametru $PISK_{nj}$, celem pokrycia całościowego analizowanego obszaru podziału administracyjnego, np. gmina, powiat. W oparciu o przyporządkowane wartości $PISK_{nj}$ lub brak infrastruktury SZW w systemie gis'owym generowana jest geometryczna reprezentacja przestrzeni GW_{nj} . Zgodnie z etapem IV metodyki WiMPAR wykonywana jest procedura konwersji do GR_{nj} , a uzyskane warstwy rastrowe są stosowane w etapie V metodyki badawczej.

4.2.6 Parametr niezawodności technicznej PNZT

Własność SZW polegająca na zdolności do realizacji swoich funkcji w określonych warunkach istnienia i eksploatacji oraz w ciągu założonego czasu to niezawodność systemu zbiorowego zaopatrzenia w wodę. Natomiast integralność SZW zgodnie z normą [96], to jego funkcjonowanie spełniające określone warunki ilościowe, jakościowe,

dotyczące ciągłości dostaw o określonym ciśnieniu, zgodnie z wymaganiami i regulacjami prawnymi oraz celami realizowanymi przez dostawców wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Natomiast awaria definiowana jest jako odchylenie od normalnych warunków funkcjonowania, charakteryzowane przez jego przyczynę oraz zakres. Awaryjność, czy utrata niezawodności podsystemu dystrybucji wody jest spowodowana uszkodzeniem infrastruktury wodociągowej na skutek występowania szkód górniczych, niestabilności gruntu, korozyjności środowiska zewnętrznego, wiekiem i materiałem przewodów wodociągowych, amplitudą wahań ciśnienia wody, występowaniem uderzeń hydraulicznych [49, 79, 101, 110]. Wystąpienie awarii w podsystemie dystrybucji wody wywołuje negatywne skutki dla przedsiębiorstwa zarówno ekonomiczne (koszt usunięcia awarii, straty wody, powstanie żądań wypłaty odszkodowań), jak również marketingowe. Jednocześnie wystąpienia stanu utraty integralności SZW wpływa negatywnie na opinie klientów o jakości świadczonych usług dostaw wody oraz podważa zaufanie do dostarczanego produktu. W proponowanym modelu badawczym WiMPAR zdefiniowano parametr niezawodności technicznej PNZT. Do wyznaczenia tego parametru wykorzystano dane o lokalizacji wystąpienia *r-tego* zdarzenia utraty niezawodności technicznej, czas przewrócenia niezawodności (T_{PN_r}) oraz funkcjonalność przewodów wodociągowych (F_r).

W budowie PNZT zaproponowano podział na 3 klasy funkcjonalności przewodów wodociągowych uwzględniające zasięg obszaru zaopatrywanego w wodę w SZW: sieć magistralna, sieć rozdzielcza, przyłącza wodociągowe (tabel 4.36), dla których przypisano odpowiednie wagi .

Tabela 4.36. Skwantyfikowana funkcjonalności przewodów sieci wodociągowej F_r wraz wagami

Funkcjonalność sieci wodociągowej F_r	Wartość wagi
magistrale	3
sieci rozdzielcze	2
przyłącza wodociągowe	1

Po wystąpieniu awarii, stanowiącej utratę integralności SZW i brak dostaw wody do odbiorcy, najistotniejszym elementem jest czas odnowy, konieczny do przywrócenia pełnej sprawności infrastruktury wodociągowej. Wartość czasu odnowy ma odniesienie zarówno od aspektów społecznych, ale przede wszystkim rzutuje na sposób realizacji obowiązków przez przedsiębiorstwo wodociągowe. Na podstawie danych literaturowych [49, 100] w interpretacji bezpieczeństwa dostaw wody do konsumenta wydzielono 5 klas

podziału czasu usuwania awarii (tabela 4.37.) dla przypisano wagi interpretujące kwantyfikację czasu odnowy T_{PN_r} .

Tabela 4.37. Skwantyfikowany czasu odnowy T_{PN_r} wraz wagami [49,100]

Czas odnowy T_{PN_r} [h]	Wartość wagi
$T_{PN_r} < 5$	1
$5 \leq T_{PN_r} < 8$	2
$8 \leq T_{PN_r} < 12$	3
$12 \leq T_{PN_r} < 24$	4
$T_{PN_r} > 24$	5

Każda r -ta awaria jest opisana lokalizacją, wskaźnikiem funkcjonalności oraz wskaźnikiem czasu odnowy. W oparciu o funkcjonalność przewodu, na którym wystąpiła awaria (F_r) oraz czas odnowy (T_{PN_r}) z wykorzystaniem dwuparametrycznej macierzy (tabela 4.38), zgodnie z poniższym wzorem wyznaczono wskaźnik utraty niezawodności technicznej WUNT (wzór 4.13)

$$\forall_{\substack{n \in N \\ j \in J \\ r \in R}} WUNT(n, j)_r = F_r \cdot T_{PN_r} \quad (4.13.)$$

gdzie: F_r, T_{PN_r} - stanowią wartości wagi skwantyfikowanych składowych wskaźnika $WUNT(n, j)_r$ w n -tym jednostkowym obszarze badawczym, w j -tym okresie, dla r -tej awarii.

Tabela 4.38. Dwuparametryczna macierz wskaźnika $WUNT(n, j)_r$ dla r -tego zdarzenia utraty niezawodności technicznej sieci wodociągowej

$F_r \backslash T_{PN_r}$	1	2	3
1	1	2	3
2	2	4	6
3	3	6	9
4	4	8	12
5	5	10	15

Dla zbioru wartości parametru $WUNT(n, j)_r$ wyznaczono trzy kategorie, którym przyporządkowano odpowiadające im wagi (tabela 4.39).

Tabela 4.39. Kwantyfikacja $WUNT(n, j)_r$

Wartość parametru $WUNT(n, j)_r$	Wartość wagi
1-3	1
4-8	2
9-15	3

Na tym etapie analizy każdej r -tej awarii jest przyporządkowana jej przestrzenna lokalizacja oraz ocena skutków utraty integralności SZW – waga $WUNT(n, j)_r$. Zbiór

lokalizacji wystąpienia *r-tego* zdarzenia awarii w *j-tym* okresie badawczym jest wygenerowany w systemie *gis*'owym w postaci wektorowej warstwy punktowej. Celem analizy lokalizacji *r-tego* zdarzenia w wydzielonym *n-tym* jednostkowym obszarze badań oraz kategoryzacji i wyznaczenia $WUNT(n,j)_r$ należy podzielić obszar badawczy na *N* jednostkowych obszarów z wykorzystaniem algorytmu *fischnet* (rozdz.4.1.1). Kolejno w systemie *gis*'owym wykonywana jest operacja przecięcia przestrzennego, która umożliwia przyporządkowanie wszystkich wartości $WUNT(n,j)_r$ zlokalizowanych w zasięgu *n-tego* obszaru badawczego do tego obszaru, w *j-tym* okresie analizy. Z wykorzystaniem baz danych wartości wagi $WUNT(n,j)_r$ są sumowane dla *n-tego* jednostkowego obszaru badawczego w *j-tym* okresie analizy wg wzoru 4.14.

$$\forall_{\substack{n \in N \\ j \in J}} PNZT_{nj} = \sum_{\substack{r=1 \\ n=const \\ j=const}}^R WUNT(n,j)_r \quad (4.14.)$$

gdzie

$PNZT_{nj}$ – parametr niezawodności technicznej dla wydzielonego jednostkowego *n-tego* obszaru badawczego w *j-tym* okresie analizy,

$WUNT(n,j)_r$ – wartość współczynnika utraty niezawodności technicznej dla *r-tego* zdarzenia awaryjnego, w *n-tym* wydzielonym jednostkowym obszarze badawczym w *j-tym* okresie analizy.

Wygenerowane wartości $PNZT_{nj}$ w *n-tym* jednostkowym obszarze badawczym, w *j-tym* okresie analizy są poddawane analizie statystycznej (rozdz. 4.1.2), celem wyznaczenia klas ważności $PNZT_{nj}$ oraz przyporządkowania im określonych wag. W tym celu zbiór $PNZT_{nj}$ został poddany ocenie zgodności rozkładu zmiennych z rozkładem normalnym, za pomocą testów zgodności K-S oraz χ^2 . W przypadku gdy dla przyjętych zmiennych losowych nie ma podstaw do odrzucenia hipotez H_0 o rozkładzie normalnym, wówczas wielkości graniczne poszczególnych kategorii z przypisanymi im wagami definiowane są za pomocą średniej μ oraz sumy średniej i odchylenia standardowego $\mu + \delta$. W przypadku odrzucenia hipotezy H_0 wartości graniczne trzech klas definiowane są za pomocą mediany M_e oraz kwartyła trzeciego rzędu Q_3 (tabela 4.40). Należy tu zaznaczyć, iż wartość kategorii parametru $PNZT_{nj}$ jest przyporządkowywana tylko tym *n-tym* wydzielonym jednostkowym obszarom badawczym w obrębie, których występuje infrastruktura wodociągowa. Dla pozostałych wydzielonych obszarów, na których brak jest infrastruktury wodociągowej przyjęto

wartość wagi parametru PZNT na poziomie 0, celem eliminacji wpływu $PZNT_{nj}$ w szacowaniu ryzyka obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa dostaw wody.

Tabela 4.40. Podział parametru $PZNT_{nj}$ na klasy ważności wraz wagami

Parametr $PZNT_{nj}$.		Wartość wagi
Przyjęcie hipotezy H_0	Odrzucenie hipotezę H_0	
$PZNT_{nj} \leq \mu$	$P \leq M_e$	1
$\mu < PZNT_{nj} \leq \mu + \delta$	$M_e < PZNT_{nj} \leq Q_3$	2
$PZNT_{nj} > \mu + \delta$	$PZNT_{nj} > Q_3$	3

W kolejnym kroku w systemie gis'owym wartość wagi $PZNT_{nj}$ (tabela 4.40) jest przypisywana w przestrzeni wektorowej n -temu u obszarowi badawczemu w j -tym okresie badawczym. Następnie w systemie gis'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj}) do rastrowej (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni. Tak opracowany zestaw danych parametru PZNT modelu WiMPAR jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki badawczej.

4.2.7 Parametr obszarów priorytetowych POP

Ważnym elementem jest wyznaczenie obszarów szczególnie wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody lub wystąpienia ograniczenia w dostępie do wody. Wystąpienie tych stanów jest bez wątpienia sytuacją, która rodzi poważne konsekwencje nie tylko dla konsumentów ale również dla podmiotów odpowiedzialnych za realizację zbiorowego zaopatrzenia w wodę, organów kontrolnych oraz władz lokalnych. Taka sytuacja generuje wszczęcie odpowiednich procedur jak informowanie konsumentów o zaistniałym zdarzeniu i wynikających z niego skutkach, czy awaryjne dostawy wody, jak również w skrajnych przypadkach zabezpieczenie wsparcia medycznego. Jest oczywiste, iż nie jest możliwe podjęcie działań na całym obszarze. W pierwszej kolejności podmiot realizujący zbiorowe zaopatrzenie w wodę musi zapewnić bezpieczną wodą obiektom priorytetowym, szczególnie wrażliwym na braki, bądź złą jakość wody. Zatem zaproponowany model WiMPAR uwzględnia rozkład przestrzenny takich obiektów obejmujących: szpitale, przedszkola, szkoły, pogotowia opiekuńcze, ośrodki opiekuńczo wychowawcze, podmioty lecznictwa zamkniętego w tym opiekuńczo pielęgnacyjne,

ośrodki rehabilitacyjne, domy pomocy społecznej itp., czyli wszystkie obiekty, z usług których masowo korzystają dzieci i nastolatki, bądź osoby o obniżonej odporności. Dla każdego *j-tego* okresu badawczego należy utworzyć w systemie gis'owym zbiór lokalizacji obiektów priorytetowych w postaci warstwy geometrycznej. W modelu WiMPAR jednostkowe obszary wydzielono metodyką *fischnet* (rozdz.4.1.1). Następnie przeprowadza się operacje przecięcia przestrzennego warstw z wydzielonymi *n-tymi* obszarami podziału obszaru badawczego z warstwą wektorową zawierającą lokalizacje obiektów priorytetowych. Operacja ta jest wykonywana dla każdego *j-tego* okresu badawczego. Wydzielonym jednostkowym *n-tym* obszarom przyporządkowuje się status obecności lub braku obecności co najmniej jednego obiektu priorytetowego. Na tej podstawie wydzielono 2 klasy podziału wraz z wagami. Dla *n-tego* obszaru badawczego, w którym zlokalizowany jest co najmniej jeden obiekt priorytetowy waga przyjmują wartość 1, dla pozostałych przypadków wartość wag wynosi 0. W systemie gis'owym wykonywana jest konwersja danych wektorowych (GW_{nj}) do rastrowej (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni. Tak opracowany zestaw danych parametru POP modelu WiMPAR jest przygotowany do realizacji etapu V metodyki.

4.2.8 Wyznaczanie i klasyfikacja ryzyka

Model badawczy opiera się na wykorzystaniu możliwości analitycznych, które niesie ze sobą szeroko rozumiana informacja przestrzenna szacowania ryzyka oraz wyznaczeniu obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi dla SZW o wydajności dobowej przekraczającej 1000 m³ lub zaopatrujących powyżej 5000 ludzi. Proponowany model WiMPAR może stanowić element systemów wspomaganie decyzji eksploatatorów SZW (DSS - Decision Support System), czy w analizie ryzyka w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu u konsumenta. W etapie I zdefiniowano: parametry modelu (tabela 4.3), okresy badań J, zmienne (tabela 4.4), podział obszaru badawczego N. Parametry modelu uwzględniają aspekt urzędowej kontroli jakości wody, badania jakości wody, stanu utraty integralności i niezawodności SZW, charakterystykę SZW w odniesieniu do interpolowanej gęstości zaludnienia oraz lokalizację obiektów priorytetowych. W etapie II utworzono bazy danych, wartości zmiennych i ich składowych oraz dane poddano analizie statystycznej. Dane opisowe agregowano z danymi przestrzennymi. Etap III i Etap IV wykonywano w systemie gis'owym jako operacje na danych przestrzennych.

Tabela 4.41. Zakres wartości wag zmiennych modelu WiMPAR oraz ich suma w warstwie wynikowej – raster sumarycznych dla *j-tego* okresu obserwacji

Zmienna	Minimalna wartość wagi	Maksymalna wartość wagi
parametr intensywności kontroli jakości wody	1	3
parametr interwencji dotyczących pogorszenia jakości wody	1	5
parametr pola powierzchni polygonu jednostkowego obszaru badawczego,	1	4
parametr bezpieczeństwa zdrowotnego wody	0	3
parametr obszaru dostaw wody	0	3
parametr niezawodności technicznej	0	3
parametr obszarów priorytetowych	0	1
SUMA	3	22

Tabela 4.42. Rozkład wartości rastra sumarycznego wraz z klasyfikacją i proponowanymi procedurami dla eksploatatora.

Wartości RS	Klasyfikacja ryzyka	Charakterystyka
3-9	tolerowane	Wartość rezydualna, są to wartości, które definiują, iż dany obszar jest odporny na utratę bezpieczeństwa wody, tzn. jakość wody na tym obszarze jest stabilna i o ile występują stany niezgodności jakości wody z normatywem to są one bardzo krótkotrwałe i nie stanowią one żadnego zagrożenia dla zdrowia publicznego. Ponadto ewentualny stan utraty integralności SZW nie zakłóca dostaw wody na dużym obszarze SZW oraz nie dotyczy znacznej części populacji. Niezawodność SZW jest przywracana w stosunkowo krótkim czasie. Ewentualna awaria nie wpływa lub wpływa w niewielki sposób na obiekty wrażliwe. Kontrola jakości wody jest prowadzona w odpowiednim zakresie i częstotliwości
10-16	kontrolowane	Obszary ZSW z przyporządkowaną tą kategorią mogą być narażone na częstsze występowanie niezgodności jakości wody normatywem ale ten stan nie ma wpływu na zdrowie publiczne. Wartość ta może być sygnałem to zwiększenie nadzoru nad jakością wody w tych obszarach oraz korektę procedur eksploatacyjnych poprzez wykonanie przeglądu stanu technicznego elementów SZW. Może to obejmować również identyfikację występowania, np. zastoju wody czy zwiększenie częstotliwości badań jakości wody wybranych parametrów, które umożliwią weryfikację funkcjonowania SZW. Na tą kategorię ma wpływ dłuższy czas przywracania niezawodności SZW
17-22	nieakceptowalne	Obszary zaklasyfikowane do tej kategorii powinny zostać natychmiast poddane przeglądowi w zakresie funkcjonowania i sprawności SZW, celem pełnej identyfikacji przyczyn tej klasyfikacji. Do rozważania przez decydentów jest wykonanie remontów/inwestycji, które obniżą ilość stanów utraty niezawodności podsystemu dystrybucji oraz spowodują, iż jakość wody będzie stabilna i nie będzie dochodzić do wtórnego zanieczyszczenia wody. Konieczne jest zwiększenie i dostosowanie częstotliwości i zakresu badań do zidentyfikowanych przyczyn klasyfikacji do kategorii ryzyka nieakceptowalnego. Zidentyfikowane stany jakości wody niezgodnej z normatywem mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia publicznego. Występowanie obszarów klasyfikowanych do tej kategorii może skutkować dodatkowym nieprzewidzianym ryzykiem finansowym dla przedsiębiorstwa wodociągowego. Występowanie na tym obszarze obiektów wrażliwych dodatkowo podnosi zagrożenia dla zdrowia publicznego

Etap V obejmuje sumowanie przestrzenne wszystkich 7 parametrów (tabela 4.3) dla *n-tego* obszaru badawczego i *j-tego* okresu wg wzoru 4.7. na danych rastrowych.

W wyniku sumowania przestrzennego generowany jest raster wynikowy dla *j-tego* okresu obserwacji. W etapie VI wyznaczana jest macierz wartości rastra sumarycznego oraz wyznaczane są klasy ryzyka. W tabeli 4.41 zestawiono wartości minimum i maksimum wagi poszczególnych parametrów przyjętych w modelu WiMPAR.

Na podstawie rozkładu macierzy wartości sumy przestrzennej wyników, dla każdego *n-tego* wydzielonego obszaru badawczego i *j-tego* okresu wyznaczono 3 klasy ryzyka: tolerowane, kontrolowane i nieakceptowalne.

W tabeli 4.41. zestawiono rozkład wartości oraz klasyfikację poszczególnych ryzyk. W etapie VI modelu WiMPAR dla klasy ryzyka nieakceptowalnego wyznaczane są obszary w postaci map obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody.

5. Przedmiot badań

Miasto Jaworzno jest miastem na prawach powiatu położone w centralno-wschodniej części województwa śląskiego i stanowi część konurbacji górnośląskiej. Jaworzno jest położone po południowo-wschodniej stronie rozwidlenia rzek: Biała Przemsza i Przemsza, które wyznaczały Trójkąt Trzech Cesarzy. Zgodnie z podziałem na regiony fizycznogeograficzne, obszar Jaworzna wchodzi w obręb dwóch mezoregionów Wyżyny Śląskiej: Wyżyny Katowickiej na północnym zachodzie i północnym wschodzie oraz Pagórów Jaworznickich. W południowej i wschodniej części Jaworzna położone jest na dwóch mezoregionach Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej: Rów Krzeszowski oraz Wyżyna Olkuska. Powiat miasta Jaworzno zajmuje powierzchnię 152,59 km² i jest zamieszkiwany przez ok. 91 tysięcy mieszkańców, o średnim zagęszczeniu 594,8 os/km². Zbiorowe zapatrzenie w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi na terenie Jaworzna jest realizowane przez Wodociągi Jaworzno Sp. z o.o. Spółka ta eksploatuje zarówno podsystemy ujmowania, uzdatniania oraz podsystem dystrybucji wody. Produkcja wody pokrywa zapotrzebowanie miasta w wysokości ok 97%. Pozostała niezbędna ilość wody jest dostarczana przez: hurtowego producenta wody – Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów S.A. z siedzibą w Katowicach, Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Sp. z o.o. w Mysłowicach, Wodociągi Chrzanowskie Sp. z o.o., oraz Sosnowieckie Wodociągi Sp. z o.o. Wodociągi Jaworzno Sp. z o.o. eksploatują 4 stacje uzdatniania wody oparte na wodach podziemnych:

SUW Dobra – średnia dobową produkcja 836 m³ – stosowana jest wyłącznie dezynfekcja końcowa podchlorynem sodu;

SUW Galmany – średnie dobową produkcja 3 958 m³ – w każdej studni stosowana jest lampa UV oraz dezynfekcja końcowa podchlorynem sodu;

SUW Jarosław Dąbrowski – średnie dobową produkcja 730 m³ – stosuje się tu: odwróconą osmozę, aerację, utlenianie wstępne ozonem, odżelazianie, odmanganianie, dezynfekcja lampami UV, dezynfekcja końcowa podchlorynem sodu;

SUW Bielany – średnia dobową produkcja 112 m³ – stosowana jest wyłącznie dezynfekcja końcowa podchlorynem sodu;

oraz zasobach wód powierzchniowych

- SUW Piaskownia stacja uzdatniania wody ujmuje wody z Kanału Centralnego, średnia dobową produkcją 7 864 m³ opiera się na procesach uzdatniania wody, tj.: cedzenie na kracie sitowej, sedymentacja, aeracja, koagulacja, sedymentacja w separatorze lamelowym, filtracja na filtrach piaskowych otartych oraz filtracja ciśnieniowa ze złożem węgla aktywnego, dezynfekcja lampami UV oraz dezynfekcja końcowa podchlorynem sodu.

Podsystem dystrybucji wody ze względu na obszar eksploatacji i zabudowę jednorodziną miasta Jaworzna, jest wyjątkowo rozległy, o łącznej długości ponad 800 kilometrów, w tym sieć magistralna stanowi 31,5 km; sieć rozdzielcza 400,2 km oraz przyłącza wodociągowe - 388 km. Elementem tego podsystemu są zbiorniki sieciowe Warpie, w których następuje mieszanie wody z SUW Galmany, SUW Piaskownia oraz wody dostarczanej przez GPW S.A. Woda z tych zbiorników zaopatruje ok 33 tysiące mieszkańców. Ponadto eksploatowane są dwie przepompownie wody oraz 10 hydroforni. Organem z zakresu zdrowia publicznego i kontroli jakości wody jest Państwowy Powiatowy Inspektor Sanitarny w Jaworznie.

6. Implementacja modelu WiMPAR

W niniejszej przedstawiono implementację 7 parametrów modelu WiMPAR w horyzoncie badawczym pięciu lat, dla SZW miasta Jaworzno, który jest zarządzany przez Wodociągi Jaworzno Sp. z.o.o.

6.1. Parametr intensywności kontroli – PIK SZW Jaworzno

Zgodnie z przyjętą procedurą metodyki badawczej w pierwszej kolejności wyznaczono statystyki opisowe parametru PIK_{nj} dla obszaru funkcjonowania SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat (tabela 6.1.).

Tabela 6.1. Statystyki opisowe parametru PIK_{nj} dla SZW w Jaworznie w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
okres 1	38	0,021	0,167	0,042	0,063	0,083	0,063	0,035
okres 2	35	0,021	0,146	0,021	0,063	0,083	0,063	0,035
okres 3	32	0,021	0,104	0,052	0,063	0,083	0,067	0,022
okres 4	67	0,021	0,188	0,021	0,063	0,083	0,061	0,037
okres 5	43	0,021	0,146	0,021	0,042	0,063	0,053	0,032

W kolejnym etapie przeprowadzono testowanie hipotezy H_0 , iż rozkład PIK_{nj} w danym okresie czasu jest zgodny z rozkładem normalnym (tabela .2).

Tabela 6.2. Parametry testowania statystycznego o zgodności rozkładu PIK_{nj} z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

SZW	okres	n	d	λ (test K-S)	λ_α	wniosek
SZW w Jaworznie	okres 1	38	0,104	1,63	0,6428	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 2	35	0,092	1,63	0,5445	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 3	32	0,163	1,63	0,9213	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 4	67	0,176	1,63	1,4432	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
	okres 5	43	0,161	1,63	1,0534	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01

W załączniku 1 na rys 79-88 przedstawiono rozkłady PIK_{nj} dla SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów w podziale na okres jednego roku dla analizowanego

horyzontu czasowego 5 lat. Wyniki testowania statystycznego potwierdzają, iż PIK_{nj} dla obszaru funkcjonowania SZW w Jaworznie ma rozkład zgodny z rozkładem normalnym. W tabeli 6.3 przedstawiono analizę testu zgodności Levene'a przeprowadzoną na całym zbiorze danych z uwzględnieniem zmiennej zależnej (rok obserwacji) SZW w procedurze analizy wariancji (tabela 6.3).

Tabela 6.3. Wartości testu Levene'a dla $\alpha=0,05$ zgodności średniej PIK_{nj} dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

SZW	wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
SZW w Jaworznie	0,10989	$tL > 0,05$	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0

Na podstawie wyników testów zgodności Levene'a stwierdzono jednorodność średnich dla poszczególnych lat z okresu całego horyzontu badawczego. Dodatkowo wykonano test NIR, którego wyniki zostały przedstawione w tabeli 6.4.

Tabela 6.4. Wynik analizy testu NIR zgodności średnich wartości PIK_{nj} dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
okres 1	-	1,000000	0,572222	0,784664	0,219585
okres 2	1,000000	-	0,579551	0,790187	0,229862
okres 3	0,572222	0,579551	-	0,374397	0,080617
okres 4	0,784664	0,790187	0,374397	-	0,264566
okres 5	0,219585	0,229862	0,080617	0,264566	-

Brak różnic istotnych statystycznie z $p < 0,05000$

Zgodnie z algorytmem modelu WiMPAR, każdemu wydzielonemu jednostkowemu obszarowi badawczemu (polygon) w programie gis'owym przyporządkowano wartość wagi zgodnie z progami wyznaczonymi średnią μ oraz sumą średniej i odchylenia standardowego $\mu + \delta$. W systemie gis'owym wygenerowano warstwy wektorowe (GW_{nj}), indywidualnie dla każdego roku obserwacji z całego horyzontu 5 lat, które w procesie konwersji zostały przekształcone do warstw rastrowych (GR_{nj}) prezentacji przestrzeni, celem wykonania sumowania przestrzennego parametrów modelu WiMPAR w etapie V.

6.2. Parametr interwencji skarg konsumentów – PIC SZW Jaworzno

W tabeli 6.5 przedstawiono ilość interwencji zasadnych zgłoszonych do Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Jaworznie dotyczących pogorszenia jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w analizowanym horyzoncie 5 lat.

Tabela 6.5. Ilość interwencji zasadnych zgłoszonych do PPIS w Jaworznie dotyczących pogorszenia jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	Siec magistralna	Siec rozdzielcza	Przyłącza wodociągowe
okres 1	0	0	0
okres 2	0	0	0
okres 3	0	2	4
okres 4	0	0	1
okres 5	0	1	5

PPIS w Jaworznie, w całym analizowanym horyzoncie badawczym, nie otrzymał zasadnej interwencji dotyczącej pogorszenia jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, która obejmowała sieć magistralną. Łącznie w całym okresie prowadzonych badań zgłoszono do tego organu 13 interwencji, z których 78% dotyczyło lokalizacji wystąpienia zdarzenia na przyłączy wodociągowym (tabela 6.5). Dla okresu 1 i 2 nie odnotowano żadnych zgłoszeń. W analizie baz danych dla 3 okresu obserwacji przyporządkowano lokalizacje skarg konsumentów do trzech wydzielonych obszarów jednostkowych (polygonów). Dla 4 okresu obserwacji lokalizacje skarg przyporządkowano do jednego poligonu, a dla 5 okresu obserwacji lokalizacje skarg przyporządkowano do pięciu polygonów. Na tej podstawie w systemie gis'owym wygenerowano warstwy wektorowe (GW_{nj}) indywidualnie dla każdego j -tego okresu obserwacji, które następnie w procesie konwersji przekształcono w warstwy rastrowe (GR_{nj}) prezentacji przestrzennej. Warstwy te w etapie V metodyki WiMPAR były sumowane indywidualnie dla każdego j -tego okresu obserwacji.

6.3. Parametr powierzchni polygonu jednostkowego obszaru badawczego -PPP SZW Jaworzno

Zgodnie z procedurą metodyki badawczej modelu WiMPAR po podziale obszaru eksploatacji SZW w Jaworznie na wydzielone jednostkowe obszary badawcze (polygony) w systemie gis'owym zbudowano bazy danych zawierające powierzchnie polygonów w oparciu o algorytm *polygony Thiessena* na podstawie lokalizacji punktów pb_i urzędowej kontroli jakości wody. W pierwszej kolejności wyznaczono statystyki opisowe (tabela 6.6) powierzchni polygonów dla każdego okresu badawczego obszaru funkcjonowania SZW w Jaworznie.

Tabela 6.6. Statystyki opisowe powierzchni polygonu [km²] SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
okres 1	38	0,26	11,49	1,82	2,72	6,50	3,75	2,62
okres 2	35	0,26	16,88	2,34	3,42	5,72	4,07	3,04
okres 3	32	0,49	10,83	2,72	3,50	5,36	4,18	2,26
okres 4	67	0,17	16,42	0,99	1,70	2,58	2,12	2,18
okres 5	43	0,24	16,87	1,38	2,64	4,78	3,31	2,95

Zgodnie z algorytmem metodyki WiMPAR zbiór powierzchni polygonów PP poddano testowaniu zgodności rozkładu tych zmiennych z rozkładem normalnym. W tabeli 6.7 zestawiono wyniki testowania testem K-S (rozdz. 4.1.2). W załączniku 1 na rycinach 89-98 przedstawiono rozkłady wartości powierzchni polygonów podziału obszaru badawczego SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych *j*-tych okresów z analizowanego horyzontu 5 lat.

Tabela nr 6.7. Parametry statystyki testowania zgodności rozkładu powierzchni polygonów z rozkładem normalnym SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	n	d	λ (test K-S)	P (test χ^2)	Wniosek
okres 1	38	0,16533	0,258	1,019163	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,0
okres 2	35	0,16070	0,269	0,950714	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,0
okres 3	32	0,14686	0,281	0,830766	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,0
okres 4	67	0,21323	1,63	1,745363	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	43	0,14883	1,63	0,975944	brak podstaw do odrzućenia H_0 na poziomie ufności 0,01

Indywidualnie dla czterech pierwszych analizowanych okresów odrzućono hipotezę, iż rozkład wartości powierzchni polygonów jest zgodny z rozkładem normalnym. Jednocześnie rozkład wartości zmiennej dla okresu piątego ma charakter rozkładu normalnego. Należy zwróćić uwagę na zmienną ilość punktów monitoringowych reprezentowanych ilością polygonów. W trzecim okresie stwierdzono 32 polygony, a w okresie czwartym 67. Następnie przeprowadzono testowanie zgodności średniej dla zmiennej. Wynik testu Levene'a dla $\alpha=0,05$ dla SZW w Jaworznie przedstawiono w tabeli 6.8.

Tabela nr 6.8. Wyniki testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ dla powierzchni polygonów dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
0,083445	$tL > 0,05$	Brak podstaw do odrzucenia hipotezy H_0

Stwierdzono, iż wartości powierzchni polygonów w analizowanym horyzoncie badawczym nie są jednorodne. Celem weryfikacji tej informacji, wykonano testowanie zgodności średnich wartości powierzchni polygonów testem NIR (tabela 6.9.). Wynik testowania potwierdza, iż zbiór tych wartości dla czwartego okresu z analizowanego okresu 5 lat jest różny statystycznie od pozostałych okresów z całego horyzontu badawczego dla przyjętego poziomu ufności.

Tabela nr 6.9. Wynik analizy testu NIR wartości powierzchni polygonów dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
okres 1	-	0,603930	0,498615	0,002600	0,454375
okres 2	0,603930	-	0,867381	0,000456	0,205992
okres 3	0,498615	0,867381	-	0,000331	0,159233
okres 4	0,002600	0,000456	0,000331	-	0,022205
okres 5	0,454375	0,205992	0,159233	0,022205	-

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie $p < 0,05000$

Zgodnie z wnioskowaniem (tabela 6.7), po przyporządkowaniu wartości wagi do każdej z czterech klas ważności, opierając się na algorytmie metodyki badawczej, w systemie *gis*'owym wygenerowano warstwy wektorowe indywidualnie dla każdego *j-tego* roku z całego horyzontu 5 lat które po zmianie prezentacji przestrzeni na warstwy rastrowe (GR_{nj}) są stosowane w etapie V w sumowaniu przestrzennym parametrów modeli WiMPAR dla każdego *j-tego* okresu badawczego.

6.4. Parametr utraty bezpieczeństwa wody – PUBW SZW Jaworzno

Zgodnie z proponowaną metodyką badawczą modelu WiMPAR celem budowy parametru PUBW, którego waga jest przyporządkowana do *n-tego* wydzielonego jednostkowego obszaru badań w *j-tym* okresie badań w budowie baz danych (rozdz.4.2.4) wyznaczono zbiór parametrów jakości wody, dla których stwierdzono stan S2 w SZW Jaworzno w całym horyzoncie 5 lat prowadzonych badań. W tabeli 6.10 zestawiono liczbę stwierdzonych stanów S2 dla parametrów jakości wody w *j-tych* okresach badawczych. Zgodnie z zaproponowaną metodyką każdy *z-ety* parametr jakości wody

został skwantyfikowany (rozdz. 4.2.4.), tj. dla każdego z-tego zaburzenia jakości wody w i -tym punkcie próbkobiorczym pb_i wyznaczono wskaźnik oceny stanu jakości wody $WOSJW(n,j)_z$ w j -tym okresie obserwacji. Każdy parametr jakości wody charakteryzujący stan S2 otrzymał dedykowaną wartość dla składowych $L_{pb_i,z}$ i $C_{pb_i,z}$. Następnie każdemu z -temu parametrowi, dla którego stwierdzono stan S2 określono czas trwania tego stanu $T_{pb_i,z}$ (tabela 6.11.).

Tabela 6.10 Liczba stwierdzonych stanów S2 w SZW Jaworzno z podziałem na parametry w horyzoncie badawczym 5 lat

Parametr	okres badawczy				
	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
bakterie grupy coli	2	-	3	-	2
enterokoki	-	4	2	-	1
Escherichia coli	-	-	1	-	-
Clostridium perfringens	-	-	-	2	1
ogólna liczba mikroorganizmów w 22 ⁰ c*	3	-	-	2	-
ogólna liczba mikroorganizmów w 36 ⁰ c*	4	-	-	-	-
bor	1	-	-	-	-
chlor wolny	-	-	1	-	-
mangan	2	2	2	2	-
mętność**	6	7	2	4	1
rtęć	1	-	-	-	-
żelazo	6	5	4	6	4
nikiel	-	1	-	-	-
twardość ogólna	-	1	-	-	-
glin	-	-	-	1	-
utlenialność kmno ₄	-	-	-	2	-
antymon	-	-	-	-	1

* przyjęto wartość normatywu -100 jtk/NPL w 1 ml

** przyjęto wartość normatywu -1 NTU

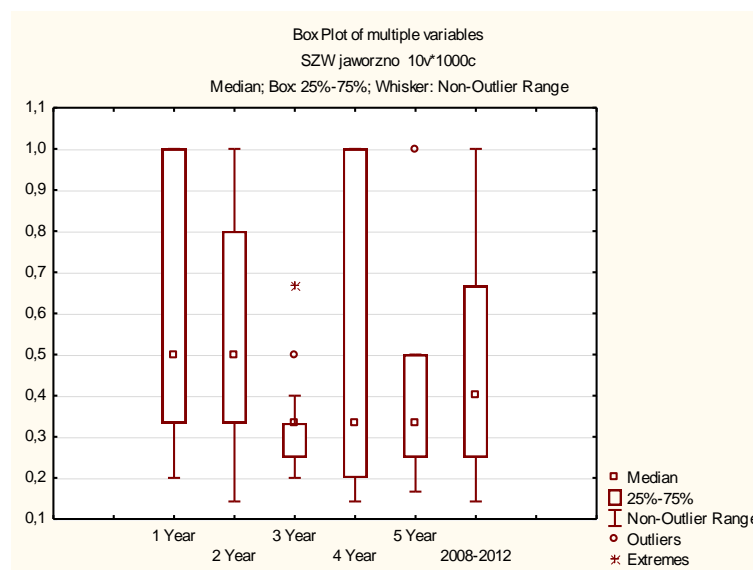
Tabela 6.11. Zagregowana ilość wystąpień stanu S2 w podziale na klasy $T_{pb_i,z}$ dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat

Czas	Okres badawczy				
	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
$T_{pb_i,z} \leq 7$	0	5	2	4	3
$7 < T_{pb_i,z} \leq 30$	2	0	7	2	0
$T_{pb_i,z} > 30$	23	15	6	13	7

Czwartą składową parametru $WOSJW(n,j)_z$ jest prawdopodobieństwo wystąpienia stanu S2 $P_{pb_i,z}$ wyznaczone zgodnie z formułą 4.9 W tabeli 6.12 i na rysunku 6.1 przedstawiono statystyki opisowe prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 dla i -tego punktu próbkobiorczego SZW Jaworzno pb_i , w horyzoncie badawczym 5 lat.

Tabela 6.12 Statystyki opisowe dla $P_{pb_{i,zj}}$ wystąpienia stanu S2 horyzoncie 5 lat dla SZW Jaworzno

Okres	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
okres 1	25	0,20	1,00	0,33	0,50	1,00	0,65	0,31
okres 2	20	0,14	1,00	0,33	0,50	0,80	0,54	0,29
okres 3	15	0,20	0,67	0,25	0,33	0,33	0,33	0,12
okres 4	19	0,14	1,00	0,20	0,33	1,00	0,49	0,34
okres 5	10	0,17	1,00	0,25	0,33	0,50	0,39	0,23
Łącznie	89	0,14	1,00	0,25	0,40	0,67	0,51	0,30



Ryc. 6.1 Wykres statystyk podstawowych $P_{pb_{i,zj}}$ wystąpienia stanu S2 SZW w Jaworznie w horyzoncie badawczym 5 lat

Analizując powyższy zbiór statystyk opisowych stwierdzono, iż najniższe prawdopodobieństwo wystąpienia niezgodności z normatywem wystąpiło dla drugiego i czwartego okresu na poziomie 0.14. Jednocześnie maksymalna jego wartość poza trzecim okresem jest na poziomie 1, co oznacza że wszystkie wykonane oznaczenia danego parametru w *i*-tym punkcie próbkobiorczym pb_i SZW w Jaworznie w danym roku zostały przyporządkowane do stanu S2 jakości wody. Powyższe potwierdzają tylko zasadność zapisów RMZ dotyczących sporządzania ocen jakości wody przez właściwego Państwowego Inspektora Sanitarnego. Ocena ta powinna uwzględniać badania jakości prowadzone w ramach kontroli wewnętrznej, ponieważ przedsiębiorstwo wodociągowe wykonuje zdecydowanie więcej badań i w związku z tym jest możliwość pozyskania szerszego zakresu informacji o jakości wody. Organ powinien również bezwzględnie uwzględnić podejmowane przez przedsiębiorstwo wodociągowe działania naprawcze.

Błędy próbkobiorcze i analityczne mogą również być źródłem niepewnej, niezwyfikowanej informacji o jakości wody. W kolejnym kroku analizy statystycznej (rozdz. 4.1.2) przeprowadzono testowanie jednorodności wartości średniej prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 testem Levene'a dla poziomu ufności $\alpha=0,05$ dla całego horyzontu badawczego (tabela 6.13). Następnie przeprowadzono testowanie zgodności średnich testem NIR (rozdz. 4.1.2), celem stwierdzenia wystąpienia różnic istotnych statystycznie pomiędzy wartościami prawdopodobieństwa wystąpienia stanu S2 dla SZW Jaworzno, dla analizowanego horyzontu 5 lat (tabela 6.14.).

Tabela 6.13. Wartości testu jednorodności średnich $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

SZW	wartość testu Levene'a (tL)	Warunek spełnienia hipotezy H_0	Wniosek
SZW w Jaworznie	0,000782	tL>0,05	Odrzucenie hipotezy H_0 średnie nie są jednorodne

Tabela 6.14. Wynik analizy testu NIR średnich $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
okres 1	-	0,222883	0,000918	0,069285	0,012670
okres 2	0,222883	-	0,032909	0,555289	0,148762
okres 3	0,000918	0,032909	-	0,116307	0,632705
okres 4	0,069285	0,555289	0,116307	-	0,349926
okres 5	0,012670	0,148762	0,632705	0,349926	-

Zaznaczone różnice są istotne statystycznie z $p < 0,05000$

W 3 przypadkach stwierdzono, iż zbiór jest różny statystycznie. W kolejnym kroku analizy danych przeprowadzono badanie zgodności rozkładu $P_{pb_{i,zj}}$ z rozkładem normalnym, celem zdefiniowania jego wartości granicznych. Badania zostały przeprowadzone testem zgodności Kołmogorowa-Smirnowa z przyjętym poziom istotności $\alpha=0,01$ (tabela 6.15.).

Tabela 6.15. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $P_{pb_{i,zj}}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	n	d	λ (test K-S)	λ_α	Wniosek
okres 1	25	0,2691 5	1,3458	1,59	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 2	20	0,2603 4	1,1643	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 3	15	0,2927	1,1336	1,56	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 4	19	0,2034	0,8866	1,57	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	10	0,3194 2	1,0594	1,55	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01

W załączniku 1 na rycinach 99-108 przedstawiono rozkłady $P_{pb_i,zj}$ stanu S2 w SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych j -tych okresów z analizowanego horyzontu 5 lat. W kolejnym kroku metodyki badawczej przeprowadzono sumowanie $WOJS(nj)_{pb_i,z}$ celem wyznaczenia wartości $PUBW_{nj}$. W tabeli 6.16. przedstawiono statystyki opisowe $PUBW_{nj}$ SZW Jaworzno.

Tabela 6.16. Statystyki opisowe $PUBW_{nj}$ SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	N	min	maks	kwartył I rzędu	mediana	kwartył III rzędu	średnia	odch. stand
okres 1	13	1	8	2	3	4	3,31	2,02
okres 2	10	1	7	1	3	5	3,20	2,04
okres 3	8	1	6	1	1	5	2,50	2,27
okres 4	12	1	4	2	2	3	2,33	1,07
okres 5	7	1	7	1	2	3	2,43	2,15

Następnie zbiór danych wartości $PUBW_{nj}$ poddano testowaniu statycznemu z wykorzystaniem testu K-S celem weryfikacji zgodności rozkładu analizowanej zmiennej z rozkładem normalnym (tabela 6.17). W załączniku nr 1 na rycinach 109-118 przedstawiono rozkłady wartości $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych j -tych okresów z analizowanego horyzontu czasowego.

Tabela 6.17. Testowania statystyczne zgodności $PUBW_{nj}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	N	d	λ (test K-S)	λ_α	Wniosek
okres 1	13	0,2118	1,55	0,7637	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 2	10	0,15911	1,82	0,5031	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 3	8	0,371	1,53	1,0489	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 4	12	0,205	1,55	0,7111	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	7	0,293	1,2	0,7760	brak podstaw do odrzucenia H_0 na poziomie ufności 0,01

Testowanie statystyczne potwierdziło, iż rozkład $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie, indywidualnie w j -tych okresach badawczych, w 5-letnim horyzoncie czasowym ma charakter rozkładu normalnego. W kolejnym kroku przyporządkowano skategoryzowane

wartości $PUBW_{nj}$ do polygonu. W poniższej tabeli 6.18. zestawiono ilość polygonów z przyporządkowanymi $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie oraz dla poszczególnych j -tych okresów z całego horyzontu badawczego.

Tabela 6.18. Rozkład ilości polygonów, którym przyporządkowano $PUBW_{nj}$ dla SZW Jaworzno horyzoncie badawczym 5 lat

Zakres	okres 1	okres 2	okres 3	okres 4	okres 5
Ilość polygonów z przyporządkowaną wagą $PUBW_{nj}$	13	10	9	12	7

Tak przygotowana warstwa wektorowa GW_{nj} dla każdego j -tego okresu z całego horyzontu badawczego została poddana konwersji do warstwy rastrowej GR_{nj} .

6.5. Parametr interpolowanej struktury konsumentów wody – PISK SZW Jaworzno

Zgodnie z algorytmem modelu badawczego do wyznaczenia parametru $PISK_{nj}$, analizie poddano dwie składowe: liczbę przyłączy wodociągowych (LP_{nj}) oraz sumaryczną ilość sprzedawanej wody (QW_{nj}) w n -tym wydzielonym obszarze badawczym dla j -tego okresu badawczego. Zbudowano bazy danych dla zbiorów z pięcioletniego horyzontu czasowego. W tabeli 6.19 zestawiono statystyki opisowe zmiennej ilość przyłączy wodociągowych w wydzielonym jednostkowym obszarze badawczym, a w załączniku 1 na ryc. 119-128 przedstawiono rozkład i dystrybucję tego rozkładu dla poszczególnych j -tych okresów obserwacji z badanego horyzontu 5 lat

Tabela 6.19. Statystyki opisowe LP_{nj} w podziale na okresy horyzontu badawczego 5 lat SZW Jaworzno

Okres	Liczebność zbioru	Ilość przyłączy wodociągowych w komórce siatki podziału						
		średnia	minimum	maksimum	I kwartyl	mediana	III kwartyl	odchylenie standardowe
okres 1	1253	11,62	1	258	3	8	17	12,68
okres 2	1253	11,75	1	262	3	8	17	12,75
okres 3	1256	11,83	1	260	3	9	17	12,73
okres 4	1261	11,84	1	265	3	9	17	12,78
okres 5	1267	11,95	1	276	3	9	17	13,07

W tabeli 6.20 zestawiono wyniki analiz rozkładu wartości LP_{nj} w wydzielonych j -tych obszarach badawczych SZW Jaworzno z rozkładem normalnym. Na podstawie powyższej oceny zgodności rozkładów stwierdzono, iż w żadnym okresie rozkład wartości LP_{nj} w j -tych obszarach badawczych SZW Jaworzno nie jest zgodny z rozkładem normalnym.

Tabela 6.20. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu LP_{nj} SZW Jaworzno z rozkładem normalnym w horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	n	d	λ (test K-S)	λ_α	P (test χ^2)	Wniosek
okres 1	1253	0,20105	7,12	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 2	1253	0,19951	7,06	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 3	1256	0,19742	7,00	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 4	1261	0,19808	7,03	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	1267	0,20102	7,16	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01

Drugą testowaną statystycznie wielkością jest sumaryczna ilość sprzedawanej wody QW_{nj} w wydzielonym n -tym obszarze jednostkowym w danym j -tym okresie .

Tabela 6.21. Statystyka opisowa QW_{nj} w podziale na okresy horyzontu badawczego 5 lat SZW Jaworzno

Okres	liczebność zbioru	Ilość dystrybuowanej wody w m ³ /24h w komórce siatki podziału						
		średnia	minimum	maksimum	I kwartyl	mediana	III kwartyl	odchylenie standardowe
okres 1	1253	3496,64	1,00	610113,41	396,00	997,00	2304,00	18991,54
okres 2	1253	3419,70	1,00	596326,00	410,00	1004,00	2360,40	18491,63
okres 3	1256	3463,35	3,00	623080,00	414,67	1020,69	2394,00	19281,95
okres 4	1261	3417,95	1,00	615104,20	420,00	1063,00	2411,00	18945,85
okres 5	1267	3338,89	1,00	585018,00	406,00	1057,80	2400,00	18120,94

Tabela 6.22. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu QW_{nj} SZW Jaworzno z rozkładem normalnym w horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	n	d	λ (test K-S)	λ_α	P (test χ^2)	Wniosek
okres 1	1253	0,42698	15,11	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 2	1253	0,42666	15,10	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 3	1256	0,42879	15,20	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 4	1261	0,42844	15,21	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	1267	0,42693	15,20	1,63	-	odrzućenie H_0 na poziomie ufności 0,01

W tabeli 6.21 przedstawiono statystyki opisowe QW_{nj} , a w tabeli 6.22 wnioski z testowania statycznego zgodności rozkładu QW_{nj} w wydzielonych n -tych jednostkowych obszarach badawczych w j -tym okresie z rozkładem normalnym.

W załączniku 1 na rys. 129-138 przedstawiono rozkłady QW_{nj} SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych j -tych okresów z analizowanego horyzontu 5 lat.

Do wyznaczanie klas ważności i przyporządkowania wag zastosowano dla obydwu składowych medianę oraz kwartył III rzędu Q_3 . Tak przygotowane wartości $PISK_{nj}$ w systemie gis'owym zostały przyporządkowane geometrycznej prezentacji przestrzeni GW_{nj} , a następnie, zgodnie z etapem IV modelu WiMPAR dane zostały przekształcone do rastrowej prezentacji przestrzeni RW_{nj} , celem umożliwienia sumowania przestrzennego parametru $PISK_{nj}$ w etapie V.

6.6. Parametr niezawodności technicznej – PNZT SZW Jaworzno

Celem wyznaczenia PNZT w pierwszej kolejności utworzono bazę danych identyfikującą r -te zdarzenia utraty niezawodności: lokalizacją, funkcją przewodu wodociągowego (F_r) oraz czasem przywrócenie niezawodności (T_{PN_r}).

Dla obszaru eksploatacji SZW Jaworzno w tabeli 6.23 przedstawiono rozkład zdarzeń utraty niezawodności wraz z przyporządkowaniem do danej kategorii F_r i T_{PN_r} . Zdarzenie te nie wystąpiły w analizowanym horyzoncie czasowym na sieciach magistralnych. Wodociągi magistralne są eksploatowane przez dostawcę hurtowego wody, jakim jest Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów S.A. z siedzibą w Katowicach. Analiza powyższych danych potwierdza, iż najwięcej zdarzeń utraty integralności SZW wystąpiło na sieciach rozdzielczych i zdarzeń, dla których czas usuwania był stosunkowo niewielki tj. poniżej 1 godziny oraz najwyższy tj. powyżej 24h.

Tabela 6.23. Zestawienie ilości zdarzeń utraty integralności dla podsystemu dystrybucji SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie czasowym w podziale na rodzaj funkcjonalny rurociągu i czas przywrócenia integralności

F_r	1					2				
T_{PN_r}	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
okres 1	372	79	43	78	349	65	36	19	12	67
okres 2	455	112	62	90	374	78	33	18	26	60
okres 3	374	94	48	85	340	40	28	6	12	73
okres 4	355	98	47	94	248	40	26	12	15	59
okres 5	21	16	2	2	5	4	1	1	1	2

Zgodnie z formułą 4.13 dla każdego r -tego zdarzenia wyznaczono wskaźnik utraty niezawodności $WUNT(n,j)_r$, a następnie określono 3 jego kategorie wraz z przyporządkowaniem wag. Wartości wag zostały zsumowane w obrębie każdego

n -tego wydzielonego obszaru badawczego SZW Jaworzno dla poszczególnych j -tych okresów z całego horyzontu 5 lat zgodnie z formułą 4.14, tworząc zbiór zmiennych $PNZT_{nj}$ (tabela 6.24).

Tabela 6.24. Statystyki opisowe $PNZT_{nj}$. Dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	N	PNZT _{nj} w wydzielonym jednostkowym okresie badawczym						
		średnia	minimum	maksimum	I kwartyl	mediana	III kwartyl	odchylenie standardowe
okres 1	480	8,1	1	58	2	5	10	8,9
okres 2	535	8,0	1	84	2	5	10	9,8
okres 3	465	8,2	1	154	2	5	10	11,0
okres 4	448	7,3	1	64	2	5	9	8,6
okres 5	47	3,2	1	10	1	2	5	2,4

W załączniku na rycinach 139-148 przedstawiono rozkład $PNZT_{nj}$ oraz dystrybuanty tego rozkładu w SZW Jaworzno dla poszczególnych j -tych okresów badawczych. W tabeli 6.25 przedstawiono wnioski z testowania hipotezy H_0 o zgodności rozkładu wartości $PNZT_{nj}$ z rozkładem normalnym.

Tabela 6.25. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $PNZT_{nj}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

Okres	n	d	λ (test K-S)	λ_α	P (test χ^2)	wniosek
okres 1	480	21,91	0,17	3,80	-	odrzućcie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 2	535	23,13	0,16	3,79	-	odrzućcie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 3	465	21,56	0,11	2,45	-	odrzućcie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 4	448	21,17	0,20	4,30	-	odrzućcie H_0 na poziomie ufności 0,01
okres 5	1267	0,201	7,16	1,63	-	odrzućcie H_0 na poziomie ufności 0,01

Zgodnie z proponowaną metodyką badawczą wygenerowano warstwy wektorowe GW_{nj} dla każdego j -tego okresu w horyzoncie 5 lat, które kolejno zostały poddane konwersji do warstw rastrowych GR_{nj} , celem zastosowania tej zmiennej w etapie V proponowanej metodyki WiMPAR.

6.7. Parametr obszarów priorytetowych POP - SZW Jaworzno

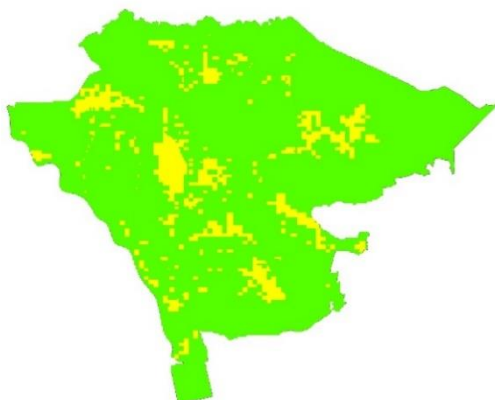
Na obszarze funkcjonowania SZW na terenie Jaworzno, w okresie pięcioletniej analizy, zidentyfikowano 54 lokalizacje obiektów wrażliwych, tzw. obiektów priorytetowych. W przypadku wystąpienia kilku obiektów zaklasyfikowanych jako wrażliwe pod wspólną daną adresową, takie przypadki uogólniano to do jednego punktu. Do obiektów wrażliwych zaklasyfikowano: szkoły przedszkola, obiekty opieki zdrowotnej (przychodnie, szpital), ogniska wychowawcze, jadłodajnie.

6.8. Wyznaczanie i klasyfikacja ryzyka SZW Jaworzno

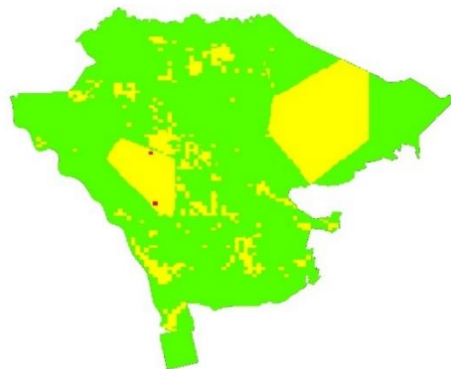
W etapie V opracowanego modelu WiMPAR warstwy rastrowe GR_{nj} sumowano przestrzennie dla każdego *n-tego* wydzielonego obszaru badawczego i każdego *j-tego* okresu analizy zgodnie ze wzorem 4.7.

Na podstawie skwantyfikowanej macierzy (tabela 4.42) dla wartości RS dla każdego *n-tego* wydzielonego obszaru badawczego i każdego *j-tego* okresu przyporządkowano kategorie ryzyka: tolerowanego, kontrolowanego i nieakceptowalnego, które zakwalifikowano jako obszary wrażliwe na utratę bezpieczeństwa dostaw wody. Na tej podstawie zostały wygenerowane mapy ryzyka dla wszystkich 5 okresów obserwacji (rys. 6.2-6.6), prezentujące przestrzenny rozkład obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody (OWUBZW - kolor czerwony mapy ryzyka rys 6.3 i 6.4).

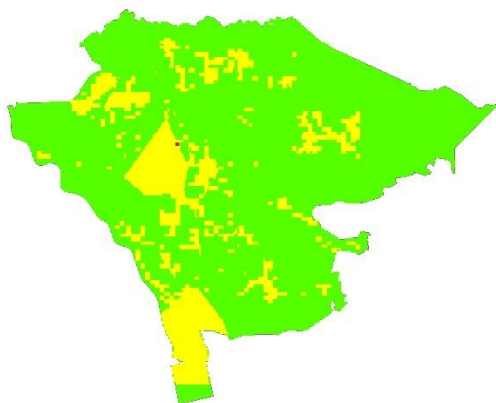
W wyniku przeprowadzonej analizy dla SZW Jaworzno wyznaczono łącznie 5 map ryzyka – dla każdego *j-tego* okresu w analizowanym horyzoncie 5 lat. Na rys. 6.2-6.6 zostały przedstawione mapy rozkładu ryzyka tolerowanego, kontrolowanego i nieakceptowalnego, dla którego wyznaczono obszary wrażliwe na utratę bezpieczeństwa wody.



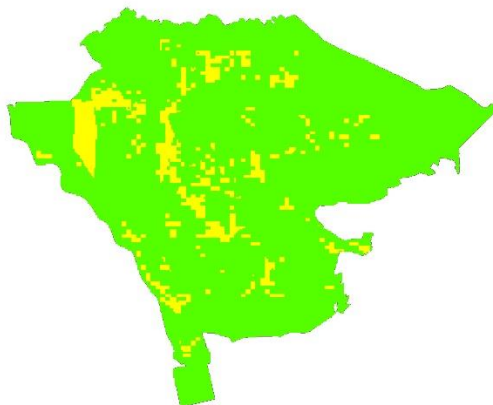
Rys. 6.2. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 1



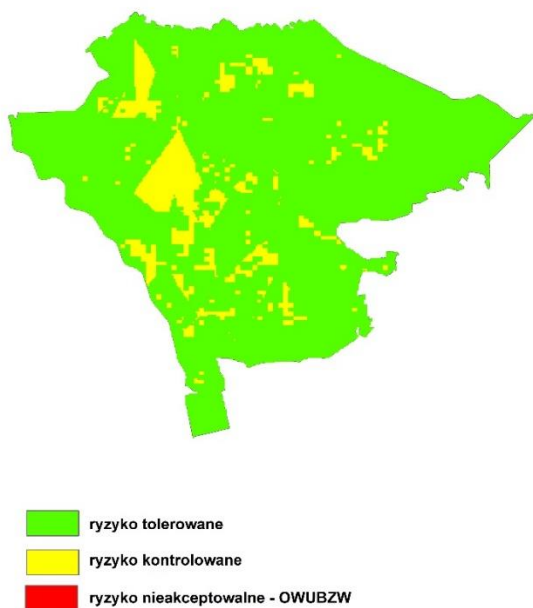
Rys. 6.3. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 2



Rys. 6.4. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 3



Rys. 6.5. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 4



Rys. 6.6. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 5

Analiza uzyskanych wyników potwierdza, iż tylko okresach trzecim i czwartym stwierdzono obszary o nieakceptowalnym ryzyku, stanowiące obszary wrażliwe na utratę bezpieczeństwa wody. Należy zaznaczyć, iż były to przypadki jednostkowe. W pozostałych latach z analizowanego okresu 5-letniej obserwacji brak jest obszarów w tej klasyfikacji. Przeprowadzona analiza, potwierdza skuteczność i poprawność prowadzonych działań eksploatacyjnych SZW. Jednocześnie SZW w Jaworznie nie wymaga podejmowania szybkich dodatkowych działań, które dla przedsiębiorstwa wodociągowego stanowiłyby niezbędne obciążenia finansowe. Potwierdzeniem efektywności prowadzenia efektywnych działań eksploatacyjnie jest oceny o przydatności wody do spożycia przez ludzi, wydawane corocznie przez Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Jaworznie.

7. Dyskusja wyników

W metodyce modelu WiMPAR zdefiniowano 6 etapów obejmujących: identyfikację parametrów, procedury wydzielenia jednostkowych obszarów badawczych dla zdefiniowanych okresów badawczych, wykonywanie analiz statystycznych wspomagających kwantyfikację wartości parametrów celem wyznaczenia wartości progowych dla podziału na klasy ważności oraz przyporządkowanie tym klasom wag. Kolejno, w systemach *gis*'owych, była prowadzona integracja danych opisowych z danymi przestrzennymi z uwzględnieniem geometrii (punkt, polygon) danych przestrzennych. Prowadzono konwersję prezentacji przestrzennej warstw wektorowych GW_{nj} do warstw rastrowych GR_{nj} . Wykonano analizy i operacje w systemie *gis*'owym na danych przestrzennych i opisowych. Realizacja wszystkich etapów modelu WiMPAR miała na celu wyznaczenie ryzyka oraz sporządzenie przestrzennego rozkładu wyznaczonych kategorii ryzyka. Mapy te były generowane indywidualnie dla każdego okresu badawczego. Przestrzenny rozkład wyznaczonych ryzyka umożliwił identyfikację obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody (OWUBZW). W modelu WiMPAR zaproponowano 7 parametrów, które swym zakresem obejmowały aspekty urzędowej kontroli jakości wody (PIK), akceptowalności wody przez konsumenta (PIC), wielkość badanego obszaru (PPP), lokalizację punktów monitoringowych pb_i jakości wody (PUBW), zagęszczenie populacji w obszarze funkcjonowania SZW (PISK), niezawodność techniczną sieci wodociągowej (PNZT) oraz lokalizację obiektów priorytetowych (POP). Analizowane dane były udostępnione zarówno przez organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej województwa śląskiego jak i Wodociągi Jaworzno Sp. z o.o. Zakres informacji był uzupełniany danymi Państwowego Rejestru Granic. Implementacja modelu WiMPAR została wykonana dla SZW Jaworzno. Wyniki implementacji modelu zostały przedstawione w rozdziale 6.

Parametr PIK. Uzyskane wartości PIK_{nj} dla analizowanych jednostkowych okresów badawczych w horyzontu pięciu lat potwierdzają, iż urzędowa kontrola jakości wody jest prowadzona z równomierną częstotliwością we wszystkich *i-tych* punktach badań jakości wody pb_i na obszarze funkcjonowania SZW. Wartości mediany i średniej PIK_{nj} (tabela 6.1.) są zbliżone co świadczy o niewielkim rozrzucie wartości PIK_{nj} . Ponadto dla wszystkich okresów obserwacji stwierdzono, iż rozkład wartości PIK_{nj} (tabela 6.2.) ma charakter rozkładu normalnego. Jednocześnie testem Levene'a dla $\alpha=0,05$

(tabela 6.3.) potwierdzono jednorodność średnich w całym horyzoncie badawczym oraz brak różnic istotnych statystycznie (test NIR tabela 6.4.) pomiędzy poszczególnymi okresami analizy. Można stwierdzić, iż ten parametr nie wpływa znacząco na klasyfikacje ryzyka do wyznaczenia obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody.

Parametr PIC. Na podstawie informacji Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Jaworznie stwierdzono, iż w horyzoncie 5 lat zgłoszono tylko 13 zasadnych interwencji dotyczących pogorszenia jakości wody z czego 10 zgłoszeń dotyczyło pogorszenia jakości wody na instalacji wewnętrznej (przyłącze wodociągowe). Jednocześnie PPIS w Jaworznie nie wydał decyzji stwierdzającej nieprzydatność wody do spożycia dystrybuowanej w obszarze funkcjonowania SZW Jaworzno. Uwzględnienie tego parametru w modelu WiMPAR potwierdza, iż zaopatrzenie w wodę wymaga współpracy wszystkich interesariuszy.

Parametr PPP. W analizowanym okresie badawczym w obszarze funkcjonowania SZW Jaworzno zidentyfikowano różną ilość punktów próbkobiorczych pb_i urzędowej kontroli jakości wody i w związku z tym generowana była różna liczba wydzielonych jednostkowych obszarów badawczych – polygonów. Liczba punktów próbkobiorczych pb_i (polygonów) mieściła się w zakresie 32-67. Tylko dla jednego (piątego) okresu badawczego stwierdzono, iż rozkład wartości PPP_{jn} ma charakter rozkładu normalnego (tabela 6.7.). PPIS w Jaworznie nie udokumentował przyczyn różnej ilości punktów monitoringowych pb_i w poszczególnych okresach analizowanego horyzontu badawczego. Wynik testu NIR (tabela 6.9.) potwierdza, iż PPP_{jn} w okresie 4 są statystycznie różne od pozostałych analizowanych okresów badawczych.

Parametr PUBW. W analizowanym okresie, stwierdzono obecność enterokoków w siedmiu pobranych próbkach wody oraz obecność *Escherichia coli* w jednej próbce. Należy przyjąć, iż były to zdarzenia incydentalne. W kilku próbkach wody stwierdzono obecność bakterii grupy coli, ogólnej liczby mikroorganizmów oraz przekroczone wartości parametrycznych dla manganu, żelaza, mętności co może świadczyć o wystąpieniu wtórnego zanieczyszczenia wody w podsystemie dystrybucji SZW Jaworzno. Kwestią niepożądaną jest długi czas weryfikacji stanu S2 przez organy urzędowe, które są zobligowane do potwierdzenia skuteczności wykonania działań naprawczych. 72% stanów S2 występowało ponad 30 dni. W tabeli 6.12 wykazano, iż w czterech okresach badawczych w danym punkcie dla wszystkich wykonanych badań stwierdzono wyłącznie stan S2 jakości wody. Zbiory $P_{pb_{izj}}$ wystąpienia stanu S2 nie są zbiorami

jednorodnymi, co potwierdzają wyniki analizy testem Leven'a (tabela 6.13.) oraz testem NIR (tabela 6.14.). Jednocześnie wartości te mają we wszystkich okresach analizy charakter rozkładu normalnego. Dane w tabeli 6.18 potwierdzają, iż działania eksploatacyjne prowadzone w horyzoncie 5 lat przez Wodociągi Jaworzno SP. z o.o skutkowały ograniczeniem obszarów występowania stanów niezgodności jakości wody z normatywem.

Parametr PISK. Analiza wartości składowych LP i QW w wydzielonych jednostkowych obszarach badawczy wykazała, iż rozkłady tych wartości nie mają charakteru rozkładu normalnego (tabele 6.20.i 6.22). Ogólnie dostępne dane Corine Land Cover dotyczące pokrycia terenu mają rozdzielność 1 k, wykazują iż stopień szczegółowości tych danych jest zbyt mały do weryfikacji zabudowy, a tym bardziej do wyznaczania zagęszczenia populacji. Przestrzenna struktura populacji nie jest rozmieszczona równomiernie w obszarze funkcjonowania SZW Jaworzno. Zdecydowanie większy obszar Jaworzna jest obszarem o mniejszej gęstości zabudowy. Wskazuje na to wartości tabeli 6.19, tj. kwartył III rzędu wynosi 17 przyłączy wodociągowych w wydzielonym jednostkowym obszarze funkcjonowania SZW Jaworzno, przy wartości maksymalnej 258 przyłączy wodociągowych. Wartość wyznaczona 3 kwartyłem Q_3 stanowi 6,5% maksymalnej liczby przyłączy wodociągowych w wydzielonym obszarze. Wartość (tabela 6.21.) kwartyła III rzędu Q_3 ilości wody sprzedawanej w wydzielonym jednostkowym obszarze funkcjonowania SZW Jaworzno stanowi 0,3% maksymalnej wartości. Jedną z przyczyn takiego rozkładu jest obecność dużego zakładu przemysłowego, który charakteryzuje się bardzo dużym zapotrzebowaniem dobowym na wodę. Jednak wyznaczone wartości $PISK_{nj}$ umożliwiają wykonanie przybliżonej oceny zagęszczenia populacji, w tym oszacowania zapotrzebowania na wodę w warunkach potencjalnie kryzysowych, z wykorzystaniem dodatkowych informacji, np. warstwy (layer) zawierającej lokalizacje zakładów przemysłowych z przyporządkowanym zapotrzebowaniem dobowym na wodę.

Parametr PNZT. Każde zdarzenie utraty niezawodności technicznej SZW Jaworzno zostało skwantyfikowane zgodnie z przyjętym założeniem. Na obszarze funkcjonowania SZW Jaworznie nie stwierdzono zdarzeń przyporządkowanych do sieci magistralnych. Największą liczebność zdarzeń stanowią awarie usuwane do <5h oraz >24h, tj. najwięcej awarii jest usuwanych w najkrótszym i najdłuższym czasie. Dostęp do takiej informacji wspomaga podjęcie decyzji eksploatatorowi, w zależności od rodzaju i miejsca wystąpienia zdarzenia, o podjęciu działań mających na celu zapewnienie ciągłości dostaw wody w odpowiedniej ilości i pod odpowiednim ciśnieniem, tj. przestrefowanie sieci lub

zapewnienia alternatywnych dostaw wody. Ponadto wyniki tej analizy, mogą stanowić argument do planowania remontów i modernizacji infrastruktury SZW. Parametr $PNZT_{nj}$ w powiązaniu z $PISK_{nj}$ wskazuje obszary, w których potencjalne straty wody i powiązane z tym straty ekonomiczne, spowodowane wystąpieniem stanu utraty niezawodności są bardzo niekorzystne dla funkcjonowania dostawcy wody.

Parametr POP. Zastosowanie parametru lokalizacji obiektów priorytetowych w modelu WiMPAR umożliwia w procedurze wyznaczania ryzyka, uwzględnienie obiektów, szczególnie narażonych na skutki dostaw wody o niepewnej jakości. W przypadku wystąpienia, np. wtórnego zanieczyszczenia wody, konsumenci w domach prywatnych mogą korzystać z wody po przegotowaniu. Jednak uwzględnienie w modelu WiMPAR użytkownika wody o niepewnej jakości w jednostkach, w których przebywają osoby o obniżonej odporności lub jej braku umożliwia podjęcia skutecznych działań zaradczych. Dla tych obiektów należy opracować procedury zabezpieczenia dostaw bezpiecznej wody. Ponadto informacja ta powinna być wykorzystywana w scenariuszach testowych zdarzeń kryzysowych, które są w kompetencjach odpowiednich organów państwowych. Eksploatator SZW może zwiększyć nadzór nad niezawodnością dostaw bezpiecznej wody do takich obiektów.

Klasyfikacja i rozkład ryzyka. Analiza rozkładu przestrzennego ryzyka potwierdza, iż eksploatacja SZW Jaworzno jest realizowana w sposób prawidłowy, a dystrybuowana woda jest wodą bezpieczną dla zdrowia konsumentów. W przypadku wystąpienia zdarzeń niepożądanych podejmowane są szybkie i skuteczne działania naprawcze, które ograniczają lub zapobiegają pogorszeniu stanu zdrowia publicznego powodowanego dostawą wody o niepewnej jakości. Obszarami dominującymi w mapach rozkładu ryzyka są obszary o kategorii ryzyka akceptowalnego (rys. 6.2-6.6). Stwierdzone wyjątki, pojedyncze (piksele) obszary wrażliwe na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody (rys. 6.3 i 6.4) mogą być spowodowane zmianą ilości i lokalizacji punktów urzędowej kontroli jakości wody, co potwierdza, że organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej w działalności nadzorczej również powinny się kierować analizą ryzyka zdrowotnego konsumentów wody. Wydawane corocznie oceny przez Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Jaworznie o przydatności wody do spożycia potwierdzają wynik analiz implementacji modelu WiMPAR.

8. Podsumowanie

Przedstawiony w niniejszej pracy model badawczy WiMPAR wykorzystuje narzędzia informatyczne, a w szczególności geograficzne systemy informacyjne do budowy elementów wspomagania systemu zarządzania ryzykiem dostaw wody. Przedstawione w modelu rozwiązania stanowią rozszerzenie i uzupełnienia procedur i algorytmów zarządzania ryzykiem dedykowanych systemom zaopatrzenia w wodę. Pewne elementy modelu badawczego (na zasadzie analogii) mogą być stosowane w zarządzaniu ryzykiem innych gałęzi infrastruktury krytycznej, np. dostaw energii elektrycznej, gazu (parametry PISK, PNZT). Zaproponowany autorski model analizy i klasyfikacji ryzyka dostaw bezpiecznej wody umożliwia kompleksową ocenę funkcjonowania danego systemu zaopatrzenia w wodę zarówno pod kątem spełnienia obowiązków eksploatatora SZW jak i organu z zakresu zdrowia publicznego. W modelu zastosowano informacje dotyczące charakterystyki SZW jak i informacje, za opracowanie których jest odpowiedzialny właściwy państwowy inspektor sanitarny. Model integruje działalność różnych interesariuszy w zakresie realizacji dostaw bezpiecznej wody. Proponowany model badawczy został zaimplementowany do rzeczywistych warunków systemu zaopatrzenia w wodę eksploatowanego na obszarze miasta Jaworzno.

Na podstawie wykonanych badań i wykonanych prac sformułowano wnioski wskazujące na prawidłowość przedstawionej w pracy tezy:

- zastosowano informacje pochodzącą z kilku źródeł, obejmujących: badania jakości wody wykonywanych w ramach kontroli urzędowej, dane eksploatacyjne z systemów właściciela SZW, dane przestrzenne, okresowe i obszarowe oceny Państwowego Powiatowego Inspektora Sanitarnego w Jaworznie, informacje od klientów Wodociągów Jaworzno (konsumenci), dane Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii,
- zastosowano system gis'owy jako centrum modelu, który nie tylko wizualizuje wyniki analiz, ale przede wszystkim integruje informacje i dane oraz stanowi narzędzie analityczne do przeprowadzania analiz na danych opisowych i przestrzennych,
- brak komponentu systemu gis'owego uniemożliwiłby zaprojektowanie modelu WiMPAR,
- system gis'owy umożliwił integrację, agregację i analizę danych pochodzącą z różnych zewnętrznych systemów, które są dostępne w różnych formach i formatach.

Podczas budowy założeń algorytmu modelu WiMPAR zrealizowano cele pośrednie:

- wytypowano parametry modelu WiMPAR obejmujących swym zakresem kontrolę urzędowa jakości wody, interwencje konsumentów na jakość wody, lokalizację obiektów priorytetowych, dane infrastruktury SZW, dane eksploatacyjne, charakterystykę strukturalną i funkcjonalną podsystemu dystrybucji wody oraz jego niezawodność,
- zdefiniowano warunki progowe dla parametrów i zmiennych modelu WiMPAR celem wyznaczenia klas ważności i przyporządkowanie wartości wag oraz rozkładu informacji w przestrzeni,
- wykonano implementację modelu do warunków rzeczywistych i weryfikację modelu WiMPAR dla SZW eksploatowanego przez Wodociągi Jaworzno Sp. z o.o.,
- wykonano klasyfikację ryzyka i wyznaczenie obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody (OWUBZW) oraz opracowanie map ryzyka dla SZW Jaworzna.

Zakres przeprowadzonych prac obejmował

- wytypowanie 7 parametrów modelu WiMPAR,
- zastosowanie analiz statystycznych celem wyznaczenia progów podziału zbiorów zmiennych oraz przyporządkowanie wartości wagi,
- zastosowanie systemów gis'owych do podziału obszaru badanego na jednostkowe wydzielone obszary badawcze,
- zastosowanie systemów gis'owych w oparciu o zdefiniowane potrzeby, do generowania na podstawie danych przestrzennych danych opisowych,
- zastosowanie systemów gis'owych do wykonania analiz i operacji na danych przestrzennych,
- zastosowanie systemów gis'owych do agregacji danych z różnych źródeł,
- opracowanie metodyki wyznaczania i rozkładu ryzyka,
- zastosowanie systemów gis'owych do generowania map ryzyka i wyznaczania obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa.

Zaproponowany autorski model WiMPAR jest koncepcją otwartą, nie ogranicza się do zaproponowanych parametrów i można go zasilać dodatkowymi danymi. Opisany model badawczy uwzględnia kompleksowe podejście do zapewnienia dostaw bezpiecznej wody. Uzyskane pośrednie etapy pozwalają zweryfikować prawidłowość lokalizacji punktów kontroli jakości wody. Przeprowadzone analizy wskazują również możliwe

konsekwencje związane z lokalizacją wystąpienia stanu utraty integralności eksploatowanego systemu zaopatrzenia w wodę, umożliwiając szacowanie wielkości populacji narażonej na dostęp wody o niepewnej jakości. Ponadto model może wspomagać decydentów o kierunku modernizacji infrastruktury eksploatowanego podsystemu dystrybucji wody. Zaproponowany model WiMPAR może być wykorzystany do obiektywnej oceny jakości wody na terenie funkcjonowania przedsiębiorstwa wodociągowego. Zaproponowane elementy DSS można implementować do systemów on-line i pozyskiwać na bieżąco informacje o stanie SZW. Ponadto jest możliwość oceny zmienności / lub braku zmienności stanów bezpieczeństwa w czasie analizowanego okresu, np. w zależności od wpływu warunków zewnętrznych, np. temperatury. Zaproponowany system może stanowić platformę wymiany informacji i współpracy wszystkich interesariuszy zaopatrzenia w wodę.

9. Kierunki dalszych badań

Uchwalona w grudniu 2020 r Dyrektywa w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi [32] wprowadziła obligatoryjny obowiązek stosowania analizy ryzyka dostaw wody w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu u konsumenta. Podstawy budowy tego systemu są zdefiniowane przez WHO [192], czy w normie PN-EN 15975-2 [96]. Jednak pozycje te nie wskazują dokładnej metodyki, zawartości systemu zarządzania ryzykiem do stosowania w eksploatacji SZW, celem zapewnienia dostaw bezpiecznej wody. W bogatej literaturze przedmiotu obejmującej swym zakresem metody analizy i oceny ryzyka, opisanych jest wiele procedur, które można stosować w codziennej pracy eksploatatora SZW oraz mogą być wykorzystywane do wspomagania decydentów, prezesów zarządu czy właścicieli jednostek odpowiedzialnych za dostawy wody. Proponowany model badawczy wprowadza system gis'owy jako centrum, jądro systemów informatycznych eksploatowanych w przedsiębiorstwach wodociągowych. Dziś, każda informacja jest związana w lokalizacją w przestrzeni: np. awaria (współrzędne), punkt próbkobiorczy (adres, współrzędne), ilość sprzedawanej wody (lokalizacja studni wodomierzowej), etc. Proponowany model nie ogranicza się również co do stosowanych metody analizy ryzyka. Proponowane metody matrycowe nie są jedynymi metodami do stosowania w analizie parametrów.

Jednym z proponowanych kierunków rozwoju modelu jest uwzględnienie szerszej charakterystyki parametrów oraz implementowanie do modelu innych parametrów. Proponowana metodyka jest metodyką otwartą, nie ogranicza się jedynie do zdefiniowanych parametrów. System taki może być poszerzany o informacje o jakości wody, zagrożeniach dla obszarów zasilania punktów poboru wody ze środowiska, procesach technologicznych stosowanych na stacjach uzdatniania wody, danych z pochodzących z systemów SCADA i telemetrii, danych uwzględniających symulacje z wykorzystaniem modeli hydraulicznych, np. wiek wody. Zastosowanie „przestrzeni” jako elementu agregującego dane nie ogranicza dostawców wody do budowy oddzielnych systemów do analizy danych. Powyższe propozycja rozbudowania na poziomie koncepcyjnym powinna skutkować rozwojem technologii i to zarówno na etapie przepływu informacji, np. danych w pomiarów on-line, ale także zapewnienie obsługi (kompetencja) oraz sprzętu aby model mógł pracować w trybie czasu rzeczywistego. Jednym z celów jest prezentacja każdej zmiany ryzyka, niezwłocznie, po ocenie skutków dla eksploatatora wystąpienia zdarzenia niepożądanego. Innym kierunkiem możliwych

badań jest zastosowanie proponowanego algorytmu WiMPAR w budowanych systemach zarządzania ryzykiem dostaw wody w całym łańcuchu dostaw wody, również jako narzędzia wspomagającego zarządców SZW podjęcia decyzji, np. o modernizacji, przebudowie wskazane elementu SZW. Kolejnym kierunkiem badań jest możliwość testowania scenariuszy dla predefiniowanych warunków (parametrów). Takie zastosowanie umożliwi testowanie przygotowania dostawców wody oraz organów odpowiedzialnych za zarządzanie kryzysowe na zdarzenia potencjalnie kryzysowe, które mogą zakłócić dostawy wody.

Proponowany model WiMPAR może stanowić również podstawy do budowy systemów predykcyjnych niezawodnych dostaw bezpiecznej wody korzystając z funkcjonalności, np.: sieci neuronowych czy sztucznej inteligencji.

10. Bibliografia

1. Abuzerr S., Hadi M., Zinszer K., Nasser S., Yunesian M., Mahvi A. M., Nabizadeh R., Mohammed S.H. Comprehensive Risk Assessment of Health-Related Hazardous Events in the Drinking Water Supply System from Source to Tap in Gaza Strip, Palestine. *Journal of Environmental and Public Health*, Volume 2020, Article ID 7194780, <https://doi.org/10.1155/2020/7194780>
2. Allain M., Jones J.; Nonpoint source pollution risk mapping for Alabama's Big Creek Lake; *The Geographical Bulletin* 54 1-23 2013.
3. Angel de la O Herrera M., Severino Luna A. , Augusto da Costa A. C. , Lemes E.M.B., A structural approach to the HAZOP – Hazard and operability technique in the biopharmaceutical industry, *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, Volume 35, 2015, Pages 1-11, ISSN 0950-4230, <https://doi.org/10.1016/j.jlp.2015.03.002>.
4. Armenarki C., Nirupama N, Prioritization of disaster risk in a community using GIS; *Natural Hazards* (2013) 66, 15-29.
5. Babaei, M., Roozbahani, A. & Shahdany, S.M.H. Risk Assessment of Agricultural Water Conveyance and Delivery Systems by Fuzzy Fault Tree Analysis Method. *Water Resour Manage* **32**, 4079–4101 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2042-1>
6. Bani M. S., Rashid K. H., Hamid H. K., Herbawi M. E., Alias A. B., ARis M. j., The development of Decision support system for Waste Management; a REview, *World Academy of Science Engineering and Technology* 25; 2009.
7. Barra R., Vighi M., Maffioli G., Di Duardo A., Ferrario P.; Coupling SoilFug model and GIS for predicting pesticide pollution of surface water at watershed level; *Environmental Science & Technology* 2000, vol 34 4425-4433.
8. Baybutt P, A critique of the Hazard and Operability (HAZOP) study, *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, Volume 33, 2015, Pages 52-58, ISSN 0950-4230, <https://doi.org/10.1016/j.jlp.2014.11.010>.
9. Bernatik A., Senovsky P., Senovsky M., Rehak D.; Territorial risk analysis and mapping; *Chemical Engineering Transactions* 2013 vol 31 79-84.
10. Biass S., Bonadonna C.; A fast GIS-based risk assessment for tephra fallout: the example of Cotopaxi volcano, Ecuador Part I: probabilistic hazard assessment.
11. Biass S., Bonadonna C.; A fast GIS-based risk assessment for tephra fallout: the example of Cotopaxi volcano, Ecuador Part II: vulnerability and risk assessment.
12. Bichai F., Patrick W.M., Smeets H. Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge Experience from the Netherlands and Australia water research 47 (2013) <https://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.062>.

13. Bijuan H., Shu L, Yang Y.S., Groundwater Overexploitation Causing Land Subsidence Hazard Risk Assessment Using Field Observation and Spatial Modelling; *Water Resources Management* (2012); 26: 4225-4239.
14. Boryczko K. Rak J. Bezpieczeństwo systemów wodociągowych, Dywersyfikacja zasobów Wody Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej ISBN 978-83-7934-204-4 Rzeszów 2017.
15. Brito M.G., Costa C.N., Almeida J.A , Vendas D., Vendas D., Verdial Ph., Charakterization of maximum infiltration areas using gis tools, *Engineering Geology* 85 (2006) 14-18.
16. Caudeville J., Bonnard R., Boudet C., Denys S., Govaert G., Cicolella A.; Development of a spatial stochastic multimedia exposure model to assess population exposure at a regional scale; *Science of the Total Environment* 432 (2012) 297-308.
17. Chai L., Wang Z., Wang Y., Yang Z., Wang H., Ingestion risks of metals in groundwater basedn on TIN model and dose - respond assessment - A case study in the Hiangjiang watersheed, central south China; *Science of the Total Environment* 408 (2010) 3118-3124.
18. Chen D., Shams S., Carmona-Moreno C., Leone A., Assessment of open source GIS software for water resources management in developing countries; *Journal of Hydro-environment Research* 4 (2010) 253-264.
19. Chen K., Blong R., Jacobson C., MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards; *Environmental Modelling & Software* 16 (2001) 387–397.
20. Chon, J.-W., Koo, R., Song, K.-Y., Kang, I.-B., Kim, D.-H., Bae, D., Kim, H., Kim, S.-H. and Seo, K.-H. (2021), Strategies for expanding HACCP certification rate using an awareness survey of dairy farmers. *Int. J. Dairy Technol.*, 74: 453-461. <https://doi.org/10.1111/1471-0307.12786>
21. **Communicating air quality. A guidebook on communication with the public about air quality, DCMR, Environmental Protection Agency Rijnmond, 2006.**
22. Cui-Juan G., De-Yong Zhao., Wei-Min Y., Xiao Chen, Risk assesment method based on concentrated numeric statistic matrix; 2013 International Conference on Quality, Reliability, Risk, Maintenance, and Safety Engineering (QR2MSE) Gao, C.-J. rok:2013 str.:384 -387.
23. Dangendorf F., Herbst S., Reintjes R., Kistemann T., Spatial pattres of diarrhoeal illnesses with regard to water supply structures a GIS analysis, *International Journal of Hygiene and Environmenta Health* 205; 181-193 (2002).
24. Dangendorf F., Herbst S., Reintjes R., Kistemann T.; A Geographical Information System (GIS) as a tool for microbial risk assessment in catchment areas of

- drinking water reservoirs; *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 203; 225-233 (2001).
25. De Paz J., Delgado J. A., Ramos C., Shaffer M., Barbarick K. Use of a new GIS nitrogen index assessment tool for evaluation of nitrate leaching across a Mediterranean region; *Journal of Hydrology* 365 (2009) 183–194.
 26. Deng Y, Ni F., ArcGIS-Based Indeterminacy Health Risk Assessment of Chromium (VI) in Rural Drinking Water, *Computer Science for Environmental Engineering and Eco Informatics*, International Workshop, CSEEE 2011 Kunming, China, July 29-31, 2011
 27. Diao K., Sweetapple C., Farmani R., Fu G, Ward S., Butler D., Global resilience analysis of water distribution systems, *Water Research*, Volume 106, 2016, Pages 383-393, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.011>.
 28. Donghua P., Huicong J.; drought disaster risk assesment of the yellow river basin basend od historical information and gis environment; *Disaster Advances* vol 5 October 2012
 29. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23.10.2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej – Ramowa Dyrektywa Wodna
 30. Dyrektywa 2006/7/WE z 14 marca 2006 ustanawiająca infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (INSPIRE) Dz. Urz. UEL. 108 z 25.04.2007
 31. Dyrektywa Komisji (UE) 2015/1787 z dnia 6 października 2015 r. zmieniająca załączniki II oraz III do dyrektywy Rady 98/83/WE w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi
 32. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2020/2184 z dnia 16 grudnia 2020 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
 33. Dyrektywa Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego.
 34. Dyrektywa Rady 98/83/WE z dnia 3 listopada 1998r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. UEL z dnia 5 grudnia 1998 r.),
 35. Feng H., Zhang H., Cao H., Sun Y., Zhang A., Fu J. *Environmental Science & Technology* 2018 52 (24), 14228-14234 Application of a Novel Coarse-Grained Soil Organic Matter Model in the Environment DOI: 10.1021/acs.est.8b03116
 36. Ferrer J., Pérez-Martín M.A., Jiménez S., Estrela T., Andreu J.; GIS-based models for water quantity and quality assessment in the Júcar River Basin, Spain, including climate change effects; *Science of the Total Environment* 440 (2012) 42–59.

37. Foster J.A., McDonald A.T. , Assessing pollution risks to water supply intakes using geographical information systems (GIS); *Environmental Modelling and Software* 15 (2000) 225–234.
38. Galalizadeh S., Karimi H., Malekmohammadi B., Sadeghi A., Shirzadi s., Environmental risk assessment and mapping of oil installations to Chamshir Dam water basin using GIS and HAZOP method. *International Journal of Risk Assessment and Management* Vol. 23, No. 3-4 2021pp 207-222
39. Gaździcki J. *Leksykon geomatyczny – Lexicon of Geomatics.*: Polskie Towarzystwo Informatyki, 2002.
40. Georgakakos A P., Decision support systems for integrated water resources management with an application to the Nile Basin, 2004 IFAC.
41. Gimpel A., Stelzenmüller V., Cormier R., Floeter J., Temming A.; A spatially explicit risk approach to support marine spatial planing in the German EEZ, *Marine Environmental Research* 86; 2013 56-69.
42. Giupponi C., Vladimirova I.; Ag-PIE: A GIS-based screening model for assessing agricultural pressures and impacts on water quality on a European scale, *Science of the Total Environment* 359 (2006) 57– 75.
43. Grayson R., Kay P., Foulger M., Gledhill S., gis based MCE model for identifying water colour generations potential in UK upland drinking water supply catchments, *Journal of Hydrology* 420-421 (2012) 34-45.
44. Halls J.N. River run: an interactive GIS and dynamic graphing website for decision support and exploratory data analysis of water quality parameters of the lower Cape Fear river; *Environmental Modelling & Software* 18 (2003) 513–520.
45. Hashemi B.L., Villeneuve S., LeBlanc D. I., Côté K., Fazi A., Otten A., McKellar R., Delaquis P., Spatio-temporal assessment of food safety risks in Canadian food distribution systems using GIS; *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology* 3 (2012) 215–223.
46. Henriksson S., Hagberg J., Bäckström M., Persson I., Lindström G, Assessment of PCDD Fs levels in soil at a contaminated sawmill site in Sweden - A GIS and PCA approach to interpret the contamination pattern and distribution.pdf; *Environmental Pollution* 180 (2013) 19-26.
47. Hokstad P., Røstum J., Sklet S. Rosén L., Pettersson T.J.R. Linde A., Sturm S., Beuken R.,D. Kirchner, C. Niewersch, Methods for risk analysis of drinking water systems from source to tap - Guidance report on Risk Analysis; 2009
48. Hossain M., Piantanakulchai M., Groundwater arsenic contamination risk prediction using GIS and classification tree method, *Engineering Geology* 156 (2013) 37–45

49. Hotłoś H., Ilościowa ocena wpływu wybranych czynników na parametry i koszty eksploatacji sieci wodociągowej. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Seria, Monografie nr 49, Wrocław 2007
50. http://inspire.jrc.ec.europa.eu/documents/Data_Specifications/INSPIRE_DataSpecification_HH_v3.0.pdf [wersja z dnia 10-12-2013 r.]
51. <http://konwentjkwp.pl/pliki/13022020/prezentacja.pdf> (1.05.2021)
52. <http://pl.wikipedia.org/wiki/Akwedukt> [Online]
53. <http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/infrastruktura-komunalna-nieruchomosci/nieruchomosci-budynki-infrastruktura-komunalna/infrastruktura-komunalna-w-2013-r-,3,11.html> (aktualny 31.10.2014 r.)
54. http://www.gis.gov.pl/ckfinder/userfiles/files/BW/%28woda%20do%20spo%C5%BCydia%202011_pdf%29.pdf [online 20.03.2015].
55. <https://aquaoso.com/blog/risk-assessment-and-gis/> (link 10.08.2021).
56. <https://learn.arcgis.com/en/projects/analyze-covid-19-risk-using-arcgis-pro/> (aktualny 1.10.2021 r.)
57. <https://learn.arcgis.com/en/projects/map-a-historic-cholera-outbreak/>
58. https://m.ciop.pl/CIOPPortalWAR/appmanager/ciop/mobi?_nfpb=true&_pageLabel=P42600713191498038940616&html_tresc_root_id=300007134&html_tresc_id=300007160&html_klucz=300007134&html_klucz_spis= (15.07.2021)
59. https://mfiles.pl/pl/index.php/Analiza_ryzyka (1.06.2021)
60. <https://wsportal.org/wp-content/uploads/sites/3/2016/04/TT-515-12-Guidelines-for-using-the-web-enabled-Wat.pdf-1-april-2012.pdf> (1.08.2021)
61. <https://www.udt.gov.pl/ekspertyzy-techniczne/analiza-zagrozen-i-oceny-ryzyka/hazop-hazard-and-operability-studies-analiza-zagrozen-i-zdolnosci-operacyjnych> (aktualny na 1.09.2021 r.)
62. <https://wwwn.cdc.gov/norsdashboard/> (stan 31.12.2022 r.)
63. Islam M.S., Swapan M., Shahidul H, Haque S. M., Disaster risk index: how far should it take account of local attributes; International Journal of Disaster Risk Reduction 3 (2013) 76-87.
64. Islam S., Ahmed K., Raknuzzaman M. , Al- Mamun H. , Islam M. K. ,Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country, Ecological Indicators, Volume 48, 2015, Pages 282-291, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>.
65. Jabbar Mushtak T, Zhou J.; Assessment of Soil Salinity risk on teh agricultural area in Basrah province, Iraq: using remote sensing and GIS techniques; Journal of Earth Science vol 23, No. 6 p. 881-891 December 2012.

66. Jiang J., Li S., Modeling the long-term impacts of land use change on surface runoff and non-point source pollution integrating remote sensing and GIS for the Liuxi River watershed; Konferencja 19-21 10. 2012 Geomatics for Integrated Water Resources Management (GIWRM), 2012 International Symposium on ; School of Environmental Science and Engineering Southern Cross University.
67. Jiping J., Peng W., Wu-seng L., Liang G., Mei L. A GIS-based generic real-time risk assessment framework and decision tools for chemical spills in the river basin; *Journal of Hazardous Materials* 227-228 (2012) 280-291.
68. Kapałczyński A. M., Kryzia D. System ekspercki jako skuteczne narzędzie zarządzania ryzykiem w przedsiębiorstwie energetycznym. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk*, nr 90 rok 2015, s 117-129.
69. Khan S., Shahnaz M., Jehan N., Rehman S., Shah M. T., Din II; Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan; *Journal of Cleaner Production* (2012) 1-9.
70. Kho J. S., Jeong J., HACCP-based Cooperative Model for Smart Factory in South Korea, *Procedia Comput Science* . 2020;175:778-783. doi: 10.1016/j.procs.2020.07.116. Epub 2020 Aug 6.
71. Kistemann T., Dangendorf F., Schweikart J.; New perspectives on the use of geographical information systems (GIS) in environmental health science 205 169-181 (2002).
72. Kistemann T., Herbst S., Dangendorf F., Exner M.; GIS-based analysis of drinking-water supply structures: a module for microbial risk assessment; *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 203 301-310 (2001).
73. Klassne P., Johnson M.L., Improving surface water quality throuht grower led coalition program using gis mapping and grower visits; *American Chemical Society, ACS Symposium Series Washington DC* 2011.
74. Kobus J D. Systemy wspomaganie decyzji w zarządzaniu środowiskiem i informacji publicznej oparte na monitoringu jakości powietrza, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, nr 34, Warszawa, 2008, ss. 69 102.
75. Koelmans A.A. , Nor N. H. M. , Hermsen E., Kooi M. , Mintenig S. M., , De France J., Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality, *Water Research*, Volume 155, 2019, Pages 410-422, ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>.
76. Kowalski D, Kowalska B, Kwietniewski M., Metoda lokalizacji punktów jakości wody w systemie monitoringu sieci wodociągowej *Ochrona Środowiska* Nr 3, vol. 35, 2013, p 45-48.
77. Krivoruschko K. *Spatial Statistical Data Analysis for GIS Users*, ESRI Press 2011

78. Kwietniewski M. *GIS w wodociągach*. Warszawa : Wydawnictwo Naukowe PWN, 2008.
79. Kwietniewski M. *Metodyka badań eksploatacyjnych sieci wodociągowych pod kątem niezawodności dostawy wody do odbiorców*. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1999
80. Kwietniewski M., Miszta Kruk K., Wróbel K., *Możliwości zastosowania GIS w wodociągach na przykładzie wybranego systemu dystrybucji wody* *Ochrona Środowiska* 2007 nr 3.
81. Lake I.R., Lovett A., Hiscock K.M., Betson M., Foley A., Sunnenberg G., Evers S., Fletcher S.; *Evaluating factors influencing groundwater vulnerability to nitrate pollution: developing the potential of GIS*; *Journal of Environmental Management* 68 (2003) 315–328.
82. Lidzbarski M., *Analiza ryzyka w procesie ustanawiania strefy ochronnej ujęć wód podziemnych „Osowa” i „Dolina Radości” w Gdańsku*. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 475: 125-132 2019 r doi: 10.7306/bpig.15
83. Liu R.Z. Borthwick A.G.L., Lan D.D., Zeng W.H. *Environmental risk mapping of accidental pollution and its zonal prevention in a city*; *Process Safety and Environmental Protection* 2012.
84. Liu X., Yu C., Shi P., Fang W., *Debris flow and landslide hazard mapping and risk analysis in China*. *Frontier of Earth Science* 2012 6 306-313.
85. Łomotowski J., Skwarek J., *Zastosowanie metod geostatystycznych do analizy zmienności składu wody w systemach wodociągowych*.
86. Luby S.P., Halder A.K., Huda T.M., Unicomb L., Islam M.S., Arnold B.F., Johnston R.B. *Microbiological Contamination of Drinking Water Associated with Subsequent Child Diarrhea* *Am J Trop Med Hyg.* 2015 Nov;93(5):904-11.
87. Łuczak J. *Metody szacowania ryzyka – kluczowy element systemu zarządzania bezpieczeństwem informacji ISO/IEC 27001* *Zeszyty Naukowe Akademia Morska w Szczecinie* 2009, 19(91) s. 63–70 rodzaje metod szacowania
88. Maanan M, Landesman C, Zourarah B., Fartal P., Sohabi M.; *Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bouselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems*; *Environmental Science and Pollution Research* 2013, 4729-4741.
89. Marchant A.P., Banks V.J., Royse K.R., Quigley S.P. *The development of a GIS methodology to assess the potential for water resource contamination due to new development in the 2012 Olympic Parksite, London*; *Computers & Geosciences* 51(2013)206–215.

90. Michael, G., Zhang J., Simplified GIS for Water Pipeline Management, International Conference Pipelines: Infrastrukture's Hidden Assets, American Society of Civil Engineers 1, San Diego 2009, p 412-419.
91. Mkrтчyan L., Podofillini L. , Dang V.N., Methods for building Conditional Probability Tables of Bayesian Belief Networks from limited judgment: An evaluation for Human Reliability Application, Reliability Engineering & System Safety, Volume 151, 2016, Pages 93-112, ISSN 0951-8320, <https://doi.org/10.1016/j.ress.2016.01.004>.
92. Mortimore S., Wallace C., "HACCP: A practical approach." *Springer Science & Business Media*. (2013)
93. Mudau L. S., Mukhola M. S. , Hunter P. R. ; Systematic risk management approach of household drinking water from the source to point of use. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 1 June 2017; 7 (2): 290–299. doi: <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.029>
94. Muzik V., Vostracky Z., "Possibilities of Event Tree Analysis method for emergency states in power grid," *2018 19th International Scientific Conference on Electric Power Engineering (EPE)*, 2018, pp. 1-5, doi: 10.1109/EPE.2018.8395981.
95. Nobre R.C.M. , Rotunno F.O.C., Mansu W.J. r, Nobre M.M.M., Cosenza C.A.N. ; Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool; *Journal of Contaminant Hydrology* 94 (2007) 277–292
96. Norma PN-EN 15975-2 Bezpieczeństwo zaopatrzenia w wodę do spożycia. Wytyczne dotyczące zarządzania kryzysowego i ryzyka. Część 2: Zarządzanie Ryzykiem.
97. Obwieszczenia Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z 8 października 2020 r, w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o bezpieczeństwie żywności i żywienia.(Dz. U z 2020 poz. 2021).
98. Özfirat, M.K., Özkan, E., Kahraman, B. Integration of risk matrix and event tree analysis: a natural stone plant case. *Sādhanā* 42, 1741–1749 (2017). <https://doi.org/10.1007/s12046-017-0725-6>
99. Pickard B.D., Levine A.D., Development of a GIS based infrastructure replacement prioritization system; a case study 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium, American Society of Civil Engineers, Cincinnati, Ohio 2006
100. Piechurski F., Awarie w systemie dystrybucji wody - cz. I, Inżynier Budownictwa, 1/2014. http://www.inzynierbudownictwa.pl/technika,materialy_i_technologie,artykul,awarie_w_systemie_dystrybucji_wody_-_cz__i,7109

101. Pietrucha-Urbanik, B. Tchórzewska-Cieślak, Approaches to Failure Risk Analysis of the Water Distribution Network with Regard to the Safety of Consumers, *Water* 10 (2018) 1-21.
102. Pistocch A. i, Vizcaino P., Hauck M. A GIS model-based screening of potential contamination of soil and water by pyrethroids in Europe; *Journal of Environmental Management* 90 (2009) 3410–3421
103. Pistocchi A. A GIS-based Approach for Modeling the Fate and Transport of Pollutants in Europe. *Environmental Science and Technology* 2008; 42 3640-3647.
104. pod red. Kosieradzka A. Zawila-Niedźwiecki J. Zaawansowana metodyka oceny ryzyka w publicznym zarządzaniu kryzysowym. Edu Libri Kraków. ISBN 978-83-63804-78-7 2016
105. Poggio L., Vrščaj B., A GIS-based human health risk assessment for urban green space planning - An example from Grugliasco (Italy), *Science of the Total Environment* 407 (2009) 5961–5970.
106. Pollard S. J. T. , Strutt J. E., MacGillivray B. H., Hamilton P. D., Hrudey S. E. Risk Analysis and management in the water utility sector. A Review of Drivers, Tools and Techniques; *Process Safety and Environmental Protection*, 2004, 82(B6): 453–462.
107. Poompavai V., Ramalingam M., Geospatial Analysis for Coastal Risk Assessment to Cyclones; *Indian Society of Remote Sensing* (March 2013) 41 (1) 157-176.
108. Posen P, Lovett A, Hiscock K., Evers S., Ward Rob, Reid Brian, Incorporating variations in pesticide catabolic activity into a GIS-based groundwater risk assessment, *Science of the Total Environment* 367 (2006) 641–652.
109. Praca zbiorowa pod red. Michalski R., Bezpieczeństwo Wody; Problemy i wyzwania. Wydawnictwo Elamed Media Group Katowice 2019 r.
110. Praca zbiorowa pod red. Rak J. Metody oceny niezawodności i bezpieczeństwa dostawy wody do odbiorców. Oficyny Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2013
111. Preziosi E., Petrangeli A.B., Giuliano G., Tailoring groundwater quality monitoring to vulnerability: a GIS procedure for network design; *Environmental Monitoring and Assessment* (2013) 185, 3579-3781.
112. Procter C., Comber L. , Betson M., Buckley D., Frost A., Lyons H., Riding A., Voyce K.; Identifying crop vulnerability to groundwater abstraction: Modelling and expert knowledge in a GIS; *Journal of Environmental Management* 81 (2006) 296–306.
113. Purvis-Roberts K.L., Moeur H.P., Zanalla A.; GIS mapping of environmental samples across college campuses; *Journal of Chemical Education* vol 84. 2007, No 10 1691-1692.

114. Quitana G., Molinos-Senante M., Chamorro A., Resilience of critical infrastructure to natural hazards: A review focused on drinking water systems, *International Journal of Disaster Risk Reduction*, Volume 48, 2020, 101575, ISSN 2212-4209, <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2020.101575>.
115. Rak J. Problematyk ryzyka w wodociągach Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej ISBN 978-83-7199-939-9 Rzeszów 2014.
116. Rak J. Bezpieczna woda wodociągowa. Zarządzania ryzykiem w systemie zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej Rzeszów 2009.
117. Rak J. Istota ryzyka w funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej Rzeszów 2004.
118. Rak J. Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę. Komitet Inżynierii Środowiska PAN, Lublin 2005
119. Rak J. Wybrane aspekty bezpieczeństwa systemów wodociągowych Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej ISBN 978-83-7934-031-6 Rzeszów 2015.
120. Rak J. Wybrane zagadnienia niezawodności i bezpieczeństwa w zaopatrzeniu w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej Rzeszów 2008.
121. Rak J., A study of the qualitative methods for risks assessment in water supply systems *Environment Protection Engineering*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej z 3-4, 2003.
122. Rak J., Tchórzewska Cieślak B. Czynniki ryzyka w eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej Rzeszów 2007.
123. Rak J., Tchórzewska Cieślak B. Five – parametric matrix to estimate the risks connected with water supply system operation. *Environment Protection Engineering* 2006, 2 37-46.
124. Rak J., Tchórzewska Cieślak B. Matrycowe metody analizy ryzyka awarii infrastruktury komunalnej. *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiska I Architektury*. z. 61 (1/14), styczeń-marzec 2014, s. 233-244
125. Rak J., Tchórzewska Cieślak B. Metody analizy i oceny ryzyka w eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej Rzeszów 2005.
126. Rak J., Tchórzewska Cieślak B., Analiza zagrożeń i ryzyka w łańcuchu wodociągowym., *Technologia Wody*. 2013, Nr 2 (22), s. 14-18
127. Rak J., Tchórzewska Cieślak B., Pietrucha K. Zagrożenia i ryzyko w systemie zbiorowego zaopatrzenia w wodę. *Inżynieria Ekologiczna* Nr 26, 2011. S 37-47.

128. Rak J., Tchórzewska Cieślak B., Ryzyko w eksploatacji systemów zbiorowego zaopatrzenia w wodę, Saidel Przywecki, 2013.
129. Rak. J., Tchorzewska Cieślak B., Studziński Jan, Bezpieczeństwo Systemów Zbiorowego Zaopatrzenia w Wodę. PAN Instytut Badań Systemowych Warszawa 2013 ISBN 83-894-7549-9
130. Rekha V. B., Thomas A. P., Suma M. Vijith H. An Integration of Spatial Information Technology for Groundwater Potential and Quality Investigations in Koduvan Ár Sub-Watershed of Meenachil River Basin, Kerala, India; Journal of the Indian Society of Remote Sensing (2011) 39(1):63–71.
131. Rimantho D., Hatta M., risk analysis of drinking water process in drinking water treatment using fuzzy FMEA approach. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences. VOL. 13, NO. 8, APRIL 2018.
132. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13.11.2015 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz. U. Nr poz. 1989).
133. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29.03.2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz. U. Nr 61, poz. 417 z późn. zm.).
134. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7.12.2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. (Dz. U. poz. 2294).
135. Safaripour M., Monavari M., Zare M., Abedi Z., Gharagozlou A.; Flood risk assessment using GIS (case study Golestan province, Iran); Polish Journal of Environmental Studies vol 21 No 6 (2012) 1817-1824.
136. Saidi S., Bouri S., Ben Dhia H., Anselme B., Assessment of groundwater risk using intrinsic vulnerability and hazard mapping: Application to Souassi aquifer, Tunisian Sahel; Agricultural Water Management 98 (2011) 1671– 1682.
137. Saidi S., Bouri S., Dhia Hamed B., Anselme B., A GIS based susceptibility indexing method for irrigation and drinking water management planning: Application to Chebba–Mellouleche Aquifer, Tunisia, Agricultural Water Management 96 (2009) 1683–1690.
138. Sala S., Vighi M., GIS-based procedure for site-specific risk assessment of pesticides for aquatic ecosystems; Ecotoxicology and Environmental Safety 69 (2008) 1–12.
139. Samanipour S., Kaserzon S., Vijayasarathy S., Jiang H., Choi P, Reid M.J., Mueller J. F. , Thomas K.V. Machine learning combined with non-targeted LC-HRMS analysis for a risk warning system of chemical hazards in drinking water: A proof of concept. Talanta, Volume 195, 2019, Pages 426-432, ISSN 0039-9140, <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2018.11.039>.
140. Sanders A.P., Messier K.P., Shehee M., Rudo K., Serre M.L., Fry R.C., Arsenic in North Carolina: Public Health Implications; Environment International 38 (2012) 10–16.

141. Santos, J.R., Pagsuyoin, S.T., Herrera, L.C. *et al.* Analysis of drought risk management strategies using dynamic inoperability input–output modeling and event tree analysis. *Environ Syst Decis* **34**, 492–506 (2014). <https://doi.org/10.1007/s10669-014-9514-5>
142. Schroder W., GIS, geostatistics, metadata banking, and tree-based models for data analysis and mapping in environmental monitoring and epidemiology; *International Journal of Medical Microbiology* 296 (2006) S1, 23–36.
143. Serrat C.A., Valdes J. B., Gupta H. V., Decision Support Systems in a Water Resources Planning and Management: Stakeholder Participation and the sustainable Path to Science Based Decision Making; Efficient Decision Support Systems - Practice and Challenges from current to future 423-440, 2011.
144. Shirazi, S.M., Imram H. M. Akib S. Zulkifli Y., Harun Z. B. Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS technique; *Environmental Earth Science*; april 2013
145. Shores, A., Laituri, M. & Butters, G. Produced Water Surface Spills and the Risk for BTEX and Naphthalene Groundwater Contamination. *Water Air Soil Pollut* 228, 435 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3618-8>
146. Siebera S., Pannell D., Müllera K., Holm-Müller K., Kreins P., Gutschee V.; Modelling pesticide risk: A marginal cost–benefit analysis of an environmental buffer-zone programme; *Land Use Policy* 27 (2010) 653–661.
147. Sitzenfrei R., Möderl M., Rauch W.; Automatic generation of water distribution systems based on GIS data; *Environmental Modelling & Software* 47 (2013) 138-147.
148. Sivertun A., Prange L., Non-point source critical area analysis in the Gisselo" watershed using GIS, *Environmental Modelling and Software* 18 (2003) 887–898.
149. Skeppström K., Olofsson B; A prediction method for radon in groundwater using GIS and multivariate statistics *Science of the Total Environment* 367 (2006) 666–680.
150. Skotak K., Bratkowski J., Kozłowski J., Baza danych jakości wody jako element systemu wspomagania decyzji w zdrowiu publicznym, *SIGMA NOT, Gaz Woda i Technika Sanitarna* 1/2013, s 18-25.
151. Smigielska K., Plan Bezpieczeństwa Wodnego *Hygeia Public Health* 2010, 45(2): 123-126 - PLAN
152. Snizhko S., Trypolska, G. Shevchenko O., Grebin V. Kostyrko I. Structure design of the drought risk assessment and mapping technology for adaptation of Ukrainian water sector to climate change, *European Association of Geoscientists & Engineers* May 2021, Volume 2021, p.1 – 6, DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215521036>.

153. Stanisław A. Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny. ISBN 83-904735-4-2. Kraków 1998. Statsfot Polska Sp. z o.o.
154. Strager M., Fletcher J., Strager J., Yuill C., Eli, Robert N. Petty Todd, Lamont Samuel., Watershed analysis with GIS: The water shed characterization and modeling system software application; *Computers & Geosciences* 36(2010)970–976.
155. Sui D.Z., Maggio R.C., Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects, *Computers, Environment and Urban Systems* 23 (1999) 33-51.
156. Sulaiman N.A. Husain F., Hashim K.A., Samad A.M. ; A Study on Flood Risk Assessment for Bandar Segamat Sustainability Using Remote Sensing and GIS Approach; *IEEE Control and System Graduate Research Colloquium 2012 (ICSGRC 2012)*
157. Sun G., Zhonggen L., Bi X., Chen Y., Shuangfang L., Distribution, Sources and health risk assessment of mercury in kindergarten dust, *Atmospheric Environment* 73 2013 169-176.
158. Szkutnik W., Wolny A., Jakościowe szacowanie pewnych zagrożeń generujących ryzyko ubezpieczeniowe, [w:] Szymańska A. (red.), *Ubezpieczenia i finanse. Rozwój i perspektywy*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź 2017, s. [157]-174, doi: 10.18778/8088-628-5.12
159. Szopa T., *Bezpieczeństwo i Niezawodność*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej 2016. ISBN 978-83-7814-555-4
160. Szopa T.: *Bezpieczeństwo a niezawodność systemu, Zagadnienia Eksploatacji Maszyn*, PAN, 3, 4 (71, 72), 1987, s. 297-308.
161. Taheriyoun, M., Moradinejad, S. Reliability analysis of a wastewater treatment plant using fault tree analysis and Monte Carlo simulation. *Environ Monit Assess* **187**, 4186 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4186-7>
162. Tait N.G., Davison R.M., J. Whittaker J., Leharne S.A. Lerner D.N., Borehole Optimisation System (BOS)—A GIS based risk analysis tool for optimising the use of urban groundwater; *Environmental Modelling & Software* 19 (2004) 1111–1124.
163. Tang R., Bai Y., Wang T.; Research on GIS Application System of Environmental Risk for Hazardous Chemicals Enterprises; *Procedia Environmental Sciences* 10 (2011) 1011 – 1016.
164. Taylor J., Biddulph P., Davies M., Lai K.; Predicting the microbial exposure risks in urban floods using GIS, building simulation, and microbial models; *Environment International* 51 (2013) 182-195.

165. Tchórzewska Cieślak B., Boryczko K., Piedgoń I. Niekonwencjonalne metody analizy ryzyka awarii w systemach zbiorowego zaopatrzenia w wodę. *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury. JCEEA*, t. XXXII, z. 62 (1/15), styczeń-marzec 2015, s. 393-408. DOI: 10.7862/rb.2015.28
166. Tchórzewska Cieślak B., Papciak D., Pietrucha – Urbanik K. Szacowanie ryzyka zmian jakości wody w sieciach wodociągowych. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej* ISBN 978-83-7934-207-5 Rzeszów 2017.
167. Tchórzewska-Cieślak B. Bayesowski model ryzyka awarii sieci wodociągowej. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2009 nr 9, s. 54-56.
168. Tchórzewska-Cieślak B. Metody analizy i oceny ryzyka podsystemu dystrybucji wody. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej* Rzeszów 2012.
169. Tchórzewska-Cieślak B. Ochrona konsumentów wody przed skutkami zawodności dostawy wody do spożycia, *Mat. konf. „Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody”*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej 2009. Gliwice, s. 369-380.
170. Tchórzewska-Cieślak B. Wieloaspektowa analiza bezpieczeństwa w eksploatacji systemów wodociągowych. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej*, Rzeszów 2018
171. Tchórzewska-Cieślak B. Zarządzanie bezpieczeństwem dostaw wody. *Journal of KONBiN*, 2017, 41, 171–188.
172. Tchórzewska-Cieślak B. Zarządzanie ryzykiem w ramach planów bezpieczeństwa wody. *Ochrona Środowiska*, 2009, 31, 4: s. 57–60
173. Tchórzewska-Cieślak B., Szpak D. Propozycja metody analizy i oceny bezpieczeństwa dostawy. *Ochrona Środowiska*, 2015, 37(3), 43-47
174. Tchórzewska-Cieślak Barbara. Metody analizy i oceny ryzyka awarii podsystemu dystrybucji wody. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej*. Rzeszów 2011.
175. Tevi G., Tevi A.; Remote sensing and GIS techniques for assessment of the soil water content in order to improve agricultural practice and reduce the negative impact on groundwater case study, agricultural area Stefan cel Mare Calarasi County; *Water Science and Technology* 2012 66.3.
176. Tomlinson R., *Rozważania o GIS, Planowanie systemów Informacji Geograficznej dla menadżerów ESRI POLSKA* 2008.
177. Tong D., Sun Y., Sun R., Wang X., Zhou Z., Comprehensive risk analysis of storm surge flood based on webGIS; *Transactions of Tianjin University* 2012 ;18 194-200.
178. Trafiałek J, Lehrke M, Lücke F-K., Kołożyn-Krajewska D., Janssen J., HACCP-based procedures in Germany and Poland, *Food Control*, Volume 55, 2015, Pages 66-74, ISSN 0956-7135, <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2015.01.031>

179. Urbański J., GIS w badaniach przyrodniczych. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego 2008.
180. Ustawa z dnia 14 marca 1985 r. o Państwowej Inspekcji Sanitarnej (Dz. U. z 2021 r. poz. 195)
181. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne (Dz. U. z 2021 poz. 624 z późn zm.)
182. Ustawa z dnia 29 czerwca 1995 o statystyce publicznej (Dz. U. z 2021 r. poz. 955, 1641).
183. Ustawa z dnia 4 marca 2010r o infrastrukturze danych przestrzennych (Dz. U. Nr 76 poz. 489).
184. Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz U. z 2020 r. poz. 2028)
185. Vairavamoorthy K., Yan J., Galgale H.M., Gorantiwar S.D., IRA-WDS: A GIS-based risk analysis tool for water distribution systems; *Environmental Modelling & Software* 22 (2007) 951-965.
186. Van Groenigen J.W., Stein A., Zuurbier R., Optimization of environmental sampling using interactive GIS, *Soil Technology* 10 (1997) 83-97.
187. Van Hieu V., Xuan-Quynh L., Ngoc-Ho P., Luc H.; Applications of GIS and modelling in health assessment for urban road mobility; *Environmental Science Pollutar REs* FOI 10.1007/s11356-013-1492-5 27.01.2013.
188. Venkatarman K., Venkatesh U.; A GIS-based evaluation of risks due to trihalomethane exposure during showering in coastal Texas. *Clean Technologies and Environmental Policy* 2012 14: 551-564.
189. Verro R., Calliera M., Maffioli G., Auteri D., Sala S., Finizio A., Vighi M.; GIS based system for surface water risk assessment of agricultural chemicals 1 methodological approach; *Environmental Science and Technology* 2002, vol 36, 1532-1538.
190. Westphal K S., Vogerl R. M., Kirshen P., Chapra S. C., Decision Support System for Adaptive Water Supply Management, *Journal of Water Resources Planning and management* 165/ 2003.
191. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management ISBN 978 92 4 156537 0, 2016
192. WHO, Wytyczne WHO dotyczące wody do picia. Wydanie IV, Izba Gospodarcza Wodociągi Polskie 2011.
193. Wicaksono A., Karnaningroem N., Minimizing failure risk of refill drinking water production in Rungkut district Surabaya using Failure Mode and Effect Analysis (FMEA). *2019 IOP Conf. Ser.: Earth Environmental . Science.* **259** 012013,

194. Wongsaroj T., Nithikathkul C., Reungsang P., Royal L., Nakai, W., Krailas D., Geographic information of helminthiasis in Thailand; International Journal of Geoinformatics vol 8., No 3 September 2012.
195. Xing-peng L., Ji-quan Z., Zbi-jun T., Yulong B., GIS-based multi-dimensional risk assessment of the grassland fire in northern China; Natural Hazards 2012 64; 381-395.
196. Yang X., Jin W., GIS-based spatial regression and prediction of water quality in river networks: A case study in Iowa, Journal of Environmental Management 91 (2010) 1943-1951.
197. Yanxi Z., Gangjun L., Er-jiang F., Kefei Z.; An object-relational prototype of GIS-based disaster database; Procedia Earth and Planetary Science 1 (2009) 1060–1066.
198. Yin L, Zhan E., Wang X., Wenninger J., Dong J., Guo L., Jinting H.; A GIS-based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in the Ordos Plateau, China; Environ EARTH Science (2013) 69, 171-185.
199. Zamorano M., Molerob E., Hurtadoa A., Grindlay A., Ramos A.; Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology; Journal of Hazardous Materials 160 (2008) 473–481.
200. Zandbergen P.A., Urban watershed ecological risk assessment using GIS: a case study of the Brunette River watershed in British Columbia, Canada; Journal of Hazardous Materials 61 1998. 163–173.
201. Zhang Y M., Zhang Z H., Yau F., He L Z., Xu W., Risk assessment of power system components based on the risk theory.
202. Zimoch I. Bezpieczeństwo działania systemu zaopatrzenia w wodę w warunkach zmian jakości wody w sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska 2009 vol 31 nr 3, s. 51-55
203. Zimoch I. Kusnierski A. Wykorzystanie drzewa niezdatności w ocenie zagrożeń pochodzenia rolniczego na jakość zasobów wód podziemnych. -Gaz Woda i Technika Sanitarna 2017 t. 91 nr 4, s. 201-204
204. Zimoch I. Metoda analizy i oceny ryzyka eksploatacji systemów wodociągowych na terenach użytkowanych rolniczo. [Ochrona Środowiska](#). 2016 vol. 38 nr 4, s. 33-38
205. Zimoch I., Bezpieczeństwo działania systemu zaopatrzenia w wodę w warunkach zmian jakości wody w sieci wodociągowej. Ochrona Środowiska 2009 vol 31.
206. Zimoch I., Czopik Ł., Analiza awaryjności sieci wodociągowej jako element zarządzania ryzykiem w przedsiębiorstwie wodociągowym., Instal, 2018, nr 5, 49-53
207. Zimoch I., Czopik Ł., Koncepcja zarządzania bezpieczeństwem dostaw wody w Górnośląskim Przedsiębiorstwie Wodociągów SA w Katowicach z

- wykorzystaniem zaawansowanych narzędzi informatycznych., *Gaz Woda*, 2018 t. 92 nr 3, s. 111-115; DOI: 10.15199/17.2018.3.7
- 208.Zimoch I., Łobos E., 2015, Evaluation of health risk caused by chloroform in drinking water, *Desalination and Water Treatment*, DOI:10.1080/19443394.2015.1033134
- 209.Zimoch I., Mulik B., Główne kierunki i potrzeby wdrażania systemów zarządzania bezpieczeństwem wody, *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski*. SBN 978-83-64959-45-5. Poznań 2016 r.
- 210.Zimoch I., Paciej J., Wykorzystanie kontroli jakości wody do wyznaczania obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa zdrowotnego wody w podsystemie dystrybucji wody. *Aktualne Zagadnienia w uzdatniania i dystrybucji wody*. 2017., vol 4 , s. 245-257, ISBN 978-83-934758-2-7
- 211.Zimoch I., *Plany Bezpieczeństwa Wody, ich wdrażanie i weryfikacja*. PAN Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej Warszawa 2019 r. ISBN 987-83-939534-7-9
- 212.Zimoch I., Szymura E., 2013, Klasyfikacja stref systemu dystrybucji wody według wskaźników strat wody i awaryjności sieci, *INSTAL*, 7-8(342), 64-68.
- 213.Zimoch I., Szymura E., 2015, Ocena ryzyka zdrowotnego w efekcie zmian stabilności mikrobiologicznej wody w systemie dystrybucji, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 1, 19-23
- 214.Zushi Y., Masunaga S.; GIS based source identification and apportionment of diffuse water pollution: perfluorinated compound pollution in the Tokyo Bay basin; *Chemosphere* 85 (2011)1340-1346.

11. Spis tabel

1. Tabela 1.1. Charakterystyka etiologii chorób wodopodchodnych w USA w latach 2018-2021
2. Tabela 2.1. Zmienne modelu DRASTIC
3. Tabela 2.2. Dwuparametryczna maczyca ryzyka
4. Tabela 2.3. Rozkład wartości dla pięcioparametrycznej maczyca ryzyka
5. Tabela 2.4. Kategoryzacja ryzyka dla czteroparametrycznej maczyca uwzględniającej system barier
6. Tabela 2.5. Istota procedur testowania statystycznego
7. Tabela 2.6. Przydatności wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi wydawane przez organy PIS
8. Tabela 4.1. Charakterystyka częstotliwości kontroli jakości wody wg dobowej wydajności SZW
9. Tabela 4.2. Zmienne algorytmu WiMPAR
10. Tabela 4.3. Parametry modelu WiMPAR
11. Tabela 4.4. Tabela 4.4. Symbole i zmienne stosowane w opisie parametrów modelu WiMPAR
12. Tabela 4.5. Statystyka opisowa $PIK_{pb_{ij}}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie czasowym pięciu lat
13. Tabela 4.6. Zestawienie parametrów testowania statystycznego o zgodności rozkładu wartości parametru $PIK_{pb_{ij}}$ z rozkładem normalnym z wybranych SZW województwa śląskiego analizowanym w horyzoncie czasowym pięciu lat
14. Tabela 4.7. Wartość testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ jednorodnych średnich wartości $PIK(nj)_{pb_{ij}}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego
15. Tabela 4.8. Wynik analizy testu NIR niezgodności średnich parametru $PIK(nj)_{pb_{ij}}$ dla wybranych SZW województwa śląskiego
16. Tabela 4.9. Kategoryzacja PIK
17. Tabela 4.10. Charakterystyka interwencji zgłoszonych do organów PIS województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie czasowym 5 lat
18. Tabela 4.11. Kategoryzacja wydzielonego obszaru badawczego w odniesieniu do lokalizacji interwencji zgłoszonej do urzędu zdrowia publicznego
19. Tabela 4.12. Zestawienie statystyk opisowych powierzchni [km^2] polygonów wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie 5 lat
20. Tabela 4.13. Zestawienie parametrów testowania hipotezy H_0 o zgodności powierzchni polygonu [km^2] wygenerowanego algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów pb_i urzędowej kontroli jakości wody z rozkładem normalnym dla wybranych SZW województwa śląskiego
21. Tabela 4.14. Udział interpolowanych polygonów o powierzchni do 1km^2 na obszarze SZW Rudzie Śląskiej w analizowanym horyzoncie pięciu lat

22. Tabela 4.15 Wyniki testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ jednorodnych średnich PPP_{nj} dla wybranych SZW w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
23. Tabela 4.16 Wynik analizy testu NIR średnich PPP_{nj} dla SZW w Rudzie Śląskiej w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
24. Tabela 4.17. Kategoryzacja parametru powierzchni polygonu PPP_{nj} generowanego w oparciu o lokalizację punktu urzędowej planowanej kontroli wody
25. Tabela 4.18. Skwantyfikowana składowa $L_{pb_{i,z}}$ parametru jakości wody dla zagrożeń zdrowotnych (L) wg RMZ wraz wagami
26. Tabela 4.19. Skwantyfikowana składowa $C_{pb_{i,z}}$ składnika jakości wody dla zagrożeń nowotworowych (C) wg IARC
27. Tabela 4.20. Skwantyfikowane poziomy $L_{pb_{i,z}}$ i $C_{pb_{i,z}}$ przyporządkowane do parametrów jakości wody
28. Tabela 4.21. Skwantyfikowana składowa $T_{pb_{i,z}}$ łącznego czasu trwania stanu S2
29. Tabela 4.22. Zestawienie statystyk opisowych dla $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 dla wybranych SZW województwa śląskiego w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
30. Tabela 4.23. Wartości testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ dla średniej wartości $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 w i -tym punkcie pb_i w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
31. Tabela 4.24. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla SZW w Katowicach w horyzoncie badawczym 5 lat
32. Tabela 4.25. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla SZW w Mysłowicach w horyzoncie badawczym 5 lat
33. Tabela 4.26. Wyniki testu NIR zgodności średnich $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 w punktach próbkobiorczych pb_i dla wszystkich SZW województwa śląskiego o $Q>1000$ m³/d w horyzoncie badawczym 5 lat
34. Tabela 4.27. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $P_{pb_{i,z,j}}$ stanu S2 z rozkładem normalnym w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat dla analizowanych SZW
35. Tabela 4.28. Skwantyfikowana wartość $P_{pb_{i,z,j}}$ wraz wagami
36. Tabela 4.29. Czteroparametryczna maczyca wskaźnika $WOSJW(nj)_{pb_{i,z}}$
37. Tabela 4.30. Kategoryzacja wskaźnika $WOSJW(nj)_{pb_{i,z}}$
38. Tabela 4.31. Kategoryzacja parametru $PUBW_{nj}$ wraz z wagami
39. Tabela 4.32. Kwantyfikacja LP_{nj} wraz wagami
40. Tabela 4.33. Kwantyfikacja Q_{nj} wraz z wagami
41. Tabela 4.34. Dwuparametryczna maczyca $PISK_{nj}$
42. Tabela 4.35. Rozkład wartości wraz z kategoryzacją $PISK_{nj}$
43. Tabela 4.36. Skwantyfikowana funkcjonalności przewodów sieci wodociągowej $w(F_r)$ wraz z przyporządkowanymi wartościami wag
44. Tabela 4.37. Skwantyfikowany czasu odnowy $w(T_{PN_r})$ wraz z wag [49,100]

45. Tabela 4.38. Dwuparametryczna maczyca wskaźnika ZUNT *r-tego* zdarzenia utraty niezawodności technicznej sieci wodociągowej
46. Tabela 4.39. Kwantyfikacja ZUNT_r
47. Tabela 4.40. Podział parametru $PZNT_{nj}$ na klasy ważności wraz wagami
48. Tabela 4.41. Zakres wartości wag zmiennych modelu badawczego WiMPAR oraz ich suma w warstwie wynikowej – raster sumarycznych dla *j-tego* okresu obserwacji
49. Tabela 4.42. Rozkład wartości rastra sumarycznego wraz z klasyfikacją i proponowanymi procedurami dla eksploatatora.
50. Tabela 6.1. Statystyki opisowe parametru PIK_{nj} dla SZW w Jaworznie w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
51. Tabela 6.2. Parametry testowania statystycznego o zgodności rozkładu PIK_{nj} z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
52. Tabela 6.3. Wartości testu Levene'a dla $\alpha=0,05$ zgodności średniej PIK_{nj} dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
53. Tabela 6.4. Wynik analizy testu NIR zgodności średnich wartości PIK_{nj} dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
54. Tabela 6.5. Ilość interwencji zasadnych zgłoszonych do PPIS w Jaworznie dotyczących pogorszenia jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w analizowanym horyzoncie 5 lat
55. Tabela 6.6. Statystyki opisowe powierzchni polygonu [km²] SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
56. Tabela nr 6.7. Parametry statystyki testowania zgodności rozkładu powierzchni polygonów z rozkładem normalnym SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
57. Tabela nr 6.8. Wyniki testu zgodności Levene'a dla $\alpha=0,05$ dla powierzchni polygonów dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
58. Tabela nr 6.9. Wynik analizy testu NIR wartości powierzchni polygonów dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
59. Tabela 6.10 Liczba stwierdzonych stanów S2 w SZW Jaworzno z podziałem na parametry w horyzoncie badawczym 5 lat
60. Tabela 6.11. Zagregowana ilość wystąpień stanu S2 w podziale na klasy $T_{pb_{i,z}}$ dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat
61. Tabela 6.12 Statystyki opisowe dla $P_{pb_{i,zj}}$ wystąpienia stanu S2 horyzoncie 5 lat dla SZW Jaworzno
62. Tabela 6.13. Wartości testu jednorodności średnich $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
63. Tabela 6.14. Wynik analizy testu NIR średnich $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
64. Tabela 6.15. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $P_{pb_{i,zj}}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

65. Tabela 6.16. Statystyki opisowe $PUBW_{nj}$ SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat
66. Tabela 6.17. Testowania statystyczne zgodności $PUBW_{nj}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat
67. Tabela 6.18. Rozkład ilości polygonów, którym przyporządkowano $PUBW_{nj}$ dla SZW Jaworzno horyzoncie badawczym 5 lat
68. Tabela 6.19. Statystyki opisowe LP_{nj} w podziale na okresy horyzontu badawczego 5 lat SZW Jaworzno
69. Tabela 6.20. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu LP_{nj} SZW Jaworzno z rozkładem normalnym w horyzoncie badawczym 5 lat
70. Tabela 6.21. Statystyka opisowa QW_{nj} w podziale na okresy horyzontu badawczego 5 lat SZW Jaworzno
71. Tabela 6.22. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu QW_{nj} SZW Jaworzno z rozkładem normalnym w horyzoncie badawczym 5 lat
72. Tabela 6.23. Zestawienie ilości zdarzeń utraty integralności dla podsystemu dystrybucji SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie czasowym w podziale na rodzaj funkcjonalny rurociągu i czas przywrócenia integralności
73. Tabela 6.24. S Statystyki opisowe $PNZT_{nj}$. Dla SZW Jaworzno w horyzoncie badawczym 5 lat Tabela 6.25. Testowanie hipotezy H_0 zgodności rozkładu $PNZT_{nj}$ z rozkładem normalnym dla SZW Jaworzno w analizowanym horyzoncie badawczym 5 lat

12. Spis rycin

1. Rys. 2.1. Współzależność GIS i modelu badawczego: 1) umiejscowienie GIS w modelu analitycznym; 2) umiejscowienie modelu analitycznego w GIS; 3) luźne sprzęgnięcie 4) ściśle sprzęgnięcie
2. Rys. 2.2. Rozkład ryzyk w odniesieniu dla zasady ALARP
3. Rys. 2.3. Struktura organizacji Państwowej Inspekcji Sanitarnej
4. Rys 4.1. Schemat działania funkcji „ŁĄCZ”
5. Rys 4.2. Operacja przecięcia przestrzennego
6. Rys. 4.3. Procedura metodyki badawczej modelu WiMPAR (A, B).
7. Rys. 4.4. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Katowicach w horyzoncie badawczym 5 lat
8. Rys. 4.5. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w horyzoncie badawczym 5 lat
9. Rys. 4.6. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w horyzoncie badawczym 5 lat
10. Rys. 4.7. Wykres statystyk opisowych $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla wybranych SZW w horyzoncie badawczym 5 lat województwa Q>1000m³
11. Ryc. 6.1 Wykres statystyk podstawowych $P_{pb_{i,zj}}$ wystąpienia stanu S2 SZW w Jaworznie badawczym 5 lat
12. Rys. 6.2. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 1
13. Rys. 6.3. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 2
14. Rys. 6.4. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 3
15. Rys. 6.5. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 4
16. Rys. 6.5. Rozkład ryzyka oraz wyznaczenie OWUBZW dla SZW Jaworzno w okresie 5

13. Streszczenie w języku polskim

Zapewnienie dostaw wody o odpowiedniej ilości, pod odpowiednim ciśnieniem oraz odpowiedniej jakości są podstawowymi zadaniami dostawców wody. Obecnie dostawcy wody są zobowiązani do wykonania analizy ryzyka w całym łańcuchu dostaw wody od ujęcia do kranu konsumenta. Ocena stanu bezpieczeństwa wody jest kluczowym elementem i powinna być oparta na szerokim zakresie informacji a nie tylko badaniach jakości wody. Podejmowane dotychczas badania oceną stanu bezpieczeństwa wody nie uwzględniają wieloaspektowości zagadnienia. Stan taki stworzył możliwości proponowania nowych metodyk badawczych wspomagających wykonanie oceny bezpieczeństwa wody.

W pracy badawczej zaproponowano model jako element DSS do klasyfikacji ryzyka i wyznaczania obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody. Zakres prowadzonych prac obejmował wykorzystanie różnych źródeł danych, wykorzystanie narzędzi statystycznych oraz geograficznych systemów informacyjnych do przestrzennej interpretacji oceny. Analizę przeprowadzono w horyzoncie badawczy pięciu lat. Proponowany model badawczy może być wykorzystywany w stosowanym planach bezpieczeństwa wody jako element związany z szacowaniem ryzyka oraz wyznaczaniem stanu bezpieczeństwa wody. Wynikiem proponowanego modelu badawczego jest klasyfikacja i rozkład przestrzenny ryzyka oraz wyznaczenie obszarów wrażliwych na utratę bezpieczeństwa wody. wygenerowanie wynikowej mapy z wyznaczonymi obszarami wrażliwymi na utratę bezpieczeństwa wody.

Proponowana metodyka została zweryfikowana dla rzeczywistych warunków eksploatacji systemu zaopatrzenia.

14. Streszczenie w języku angielskim

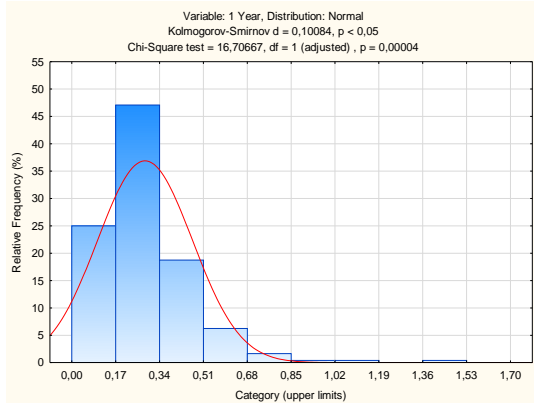
Ensuring a water supply in the enough amount, right pressure and with right quality is basic tasks of water suppliers. Today, water suppliers are required to perform a risk analysis along the entire water supply chain from the source to the consumer's tap. Water safety assessment is a very important element and should be based on a wide range of information, not only water quality tests. The research undertaken so far to rate the state of water safety does not include the multifaceted nature of the issue. This state of affairs has created opportunities to propose new research methods to support the water safety assessment.

In the research work, the model was proposed as a DSS element risk classification for determining the areas sensitive to loss of water safety. The scope of the work carried out included use of various data sources, use of statistical tools and geographic information systems for spatial interpretation of the assessment. The analysis was carried out in the research horizon fives years. The proposed research model can be used in the applicable water safety plans as an element related to risk assessment and determination of water safety. The result of the proposed research model is\ classification and spatial distribution of risks (tolerated, controlled and unacceptable) and designation of areas sensitive to loss of water safety.

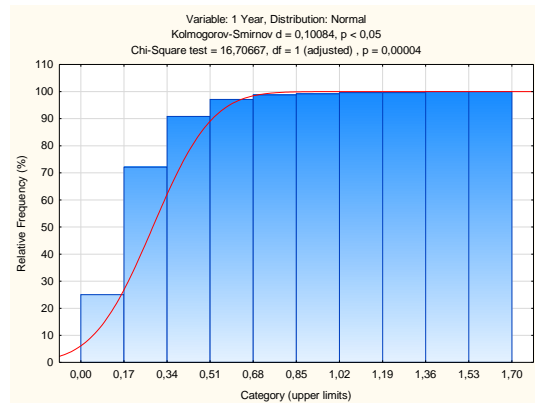
The proposed methodology has been verified for the actual operating conditions of the supply system.

15. Załącznik

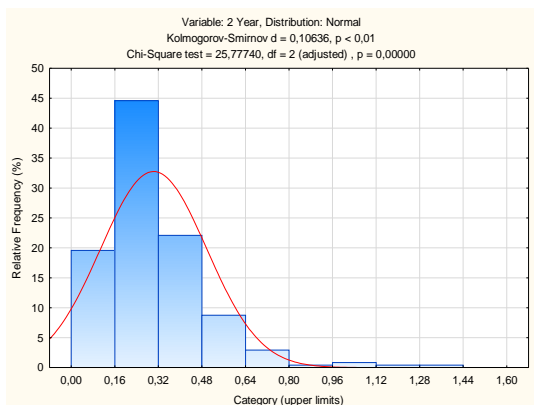
Na rycinach 1-10 przedstawiono rozkłady PIK_{pbij} wybranych SZW $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{d}$ oraz dystrybuanty tych rozkładów.



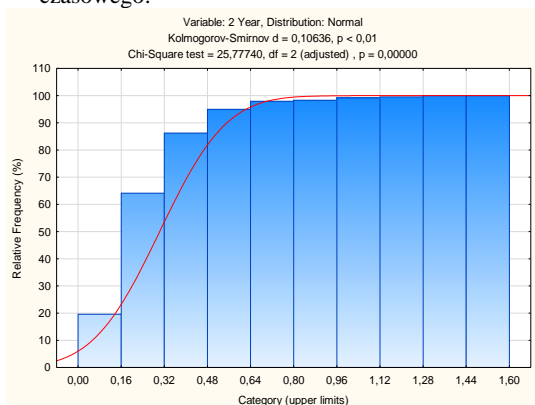
Rys. 1. Rozkład wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



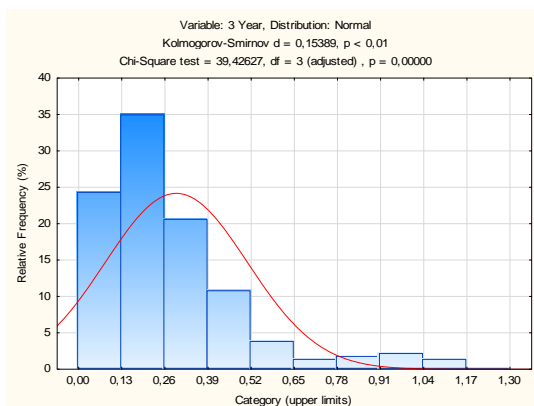
Rys. 2. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



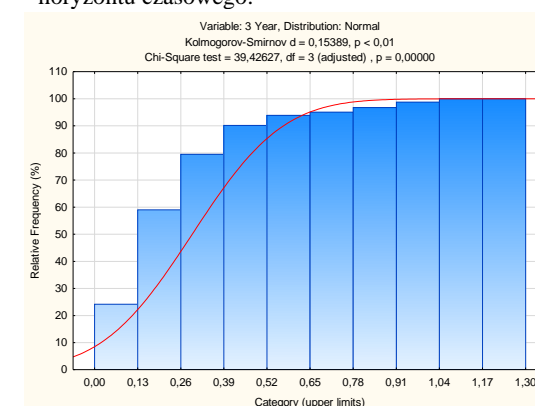
Rys. 3. Rozkład wartości PIK_{pbij} w wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



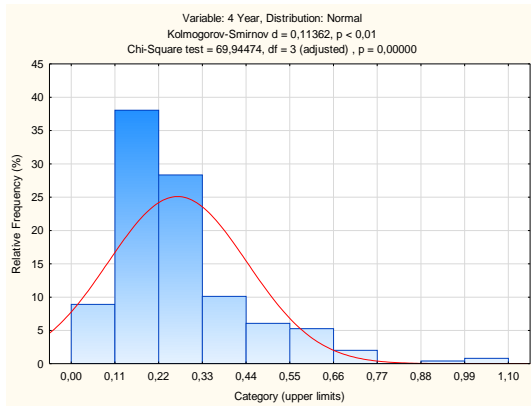
Rys. 4. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



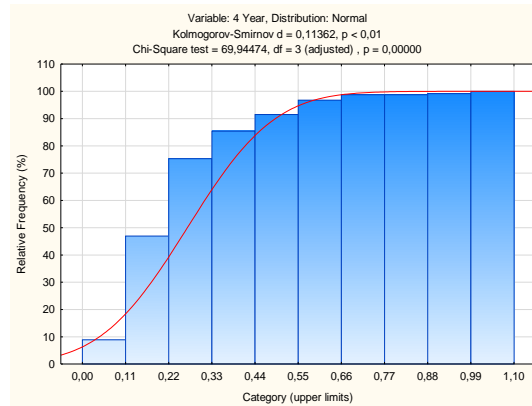
Rys. 5. Rozkład wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



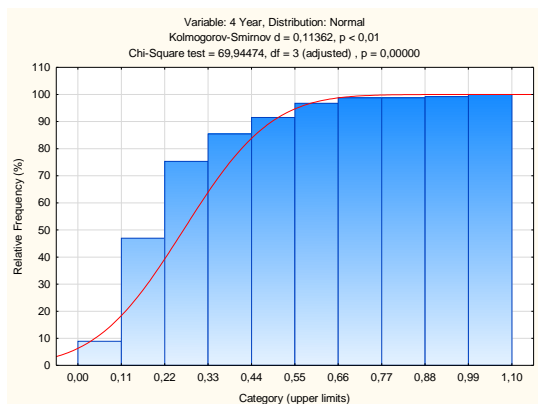
Rys. 6. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



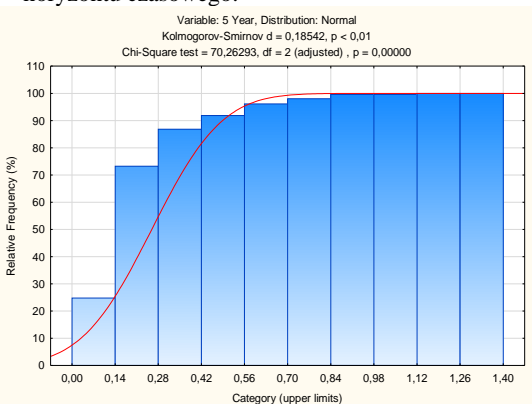
Rys. 7. Rozkład wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3 / \text{dobę}$ w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



Rys. 8. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3 / \text{dobę}$ w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

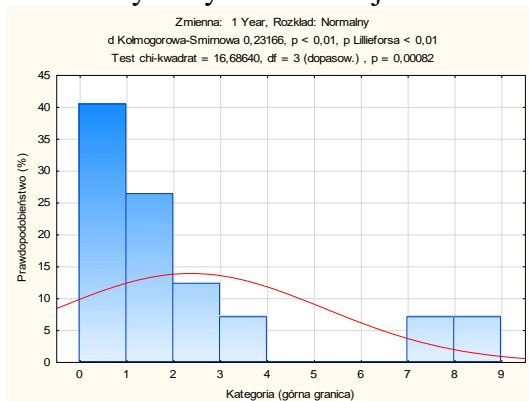


Rys. 9. Rozkład wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3 / \text{dobę}$ w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

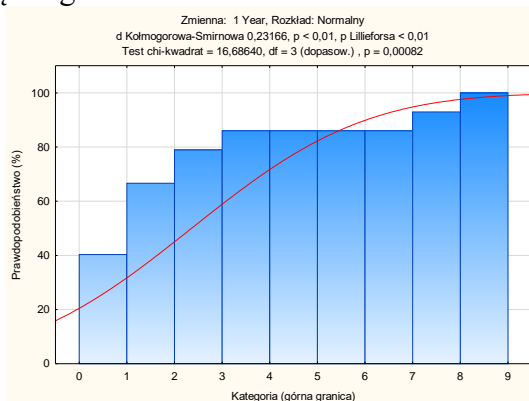


Rys. 10. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{pbij} wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3 / \text{dobę}$ w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

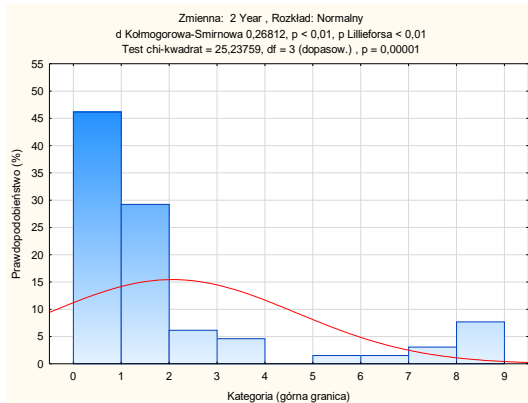
Na rycinach 11 – 40 przedstawiono rozkłady wartości oraz dystrybuanty tych rozkładów powierzchni poligonu wygenerowanego algorytmem poligonu Thiessena w oparciu o lokalizację planowanej urzędowej kontroli jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi w wybranych SZW województwa śląskiego



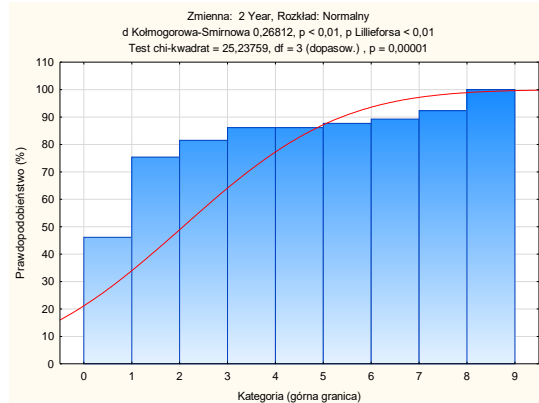
Rys. 11. Rozkład wartości powierzchni poligonów wygenerowanych algorytmem poligonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



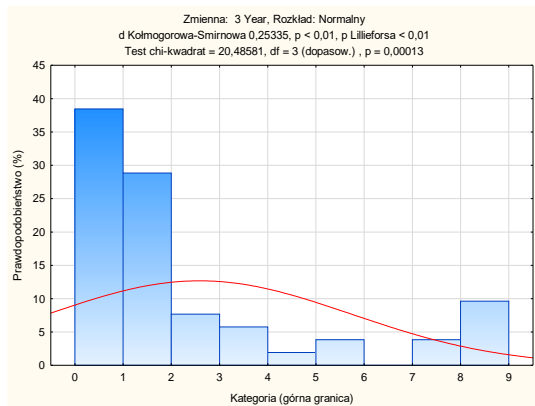
Rys. 12. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni poligonów wygenerowanych algorytmem poligonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



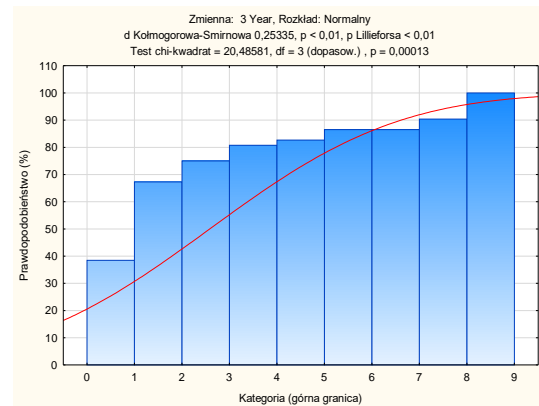
Rys. 13. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



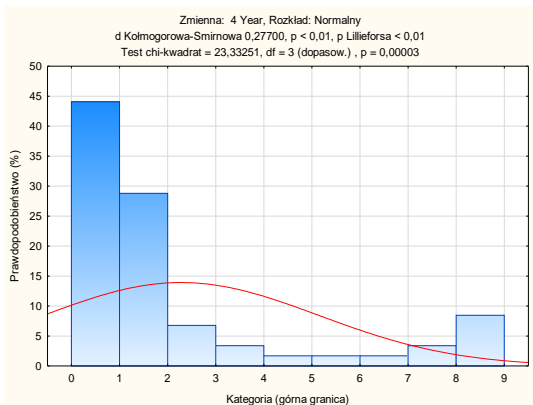
Rys. 14. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



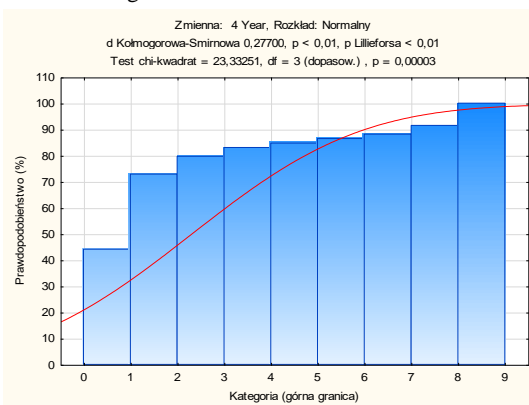
Rys. 15. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



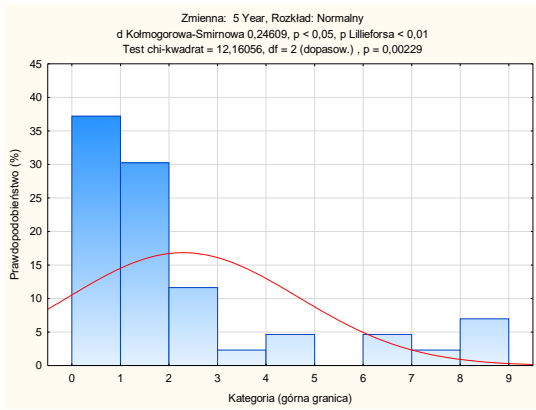
Rys. 16. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



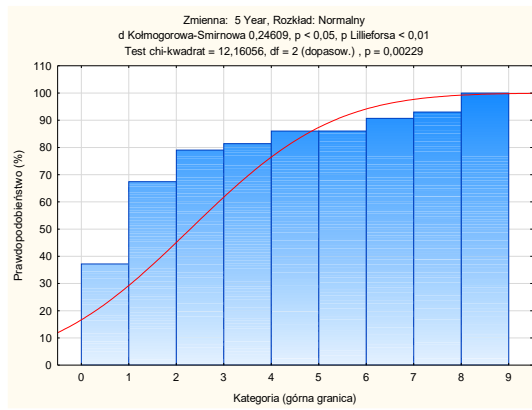
Rys. 17. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



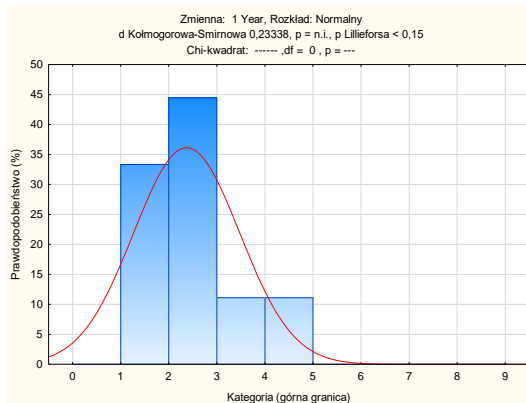
Rys. 18. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



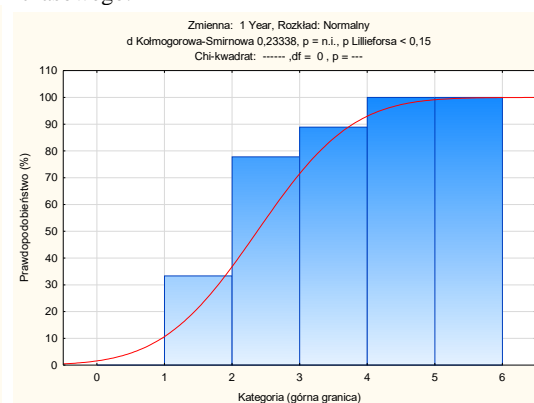
Rys. 19. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



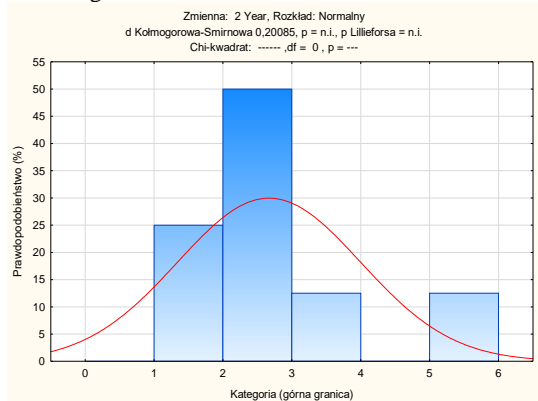
Rys. 20. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Rudzie Śląskiej w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



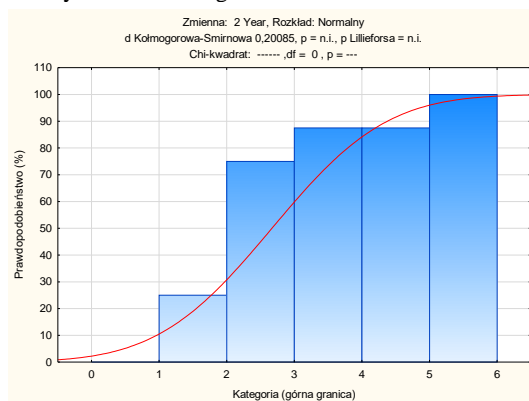
Rys. 21. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



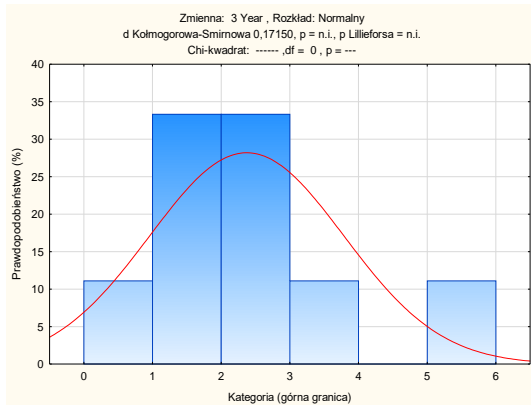
Rys. 22. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



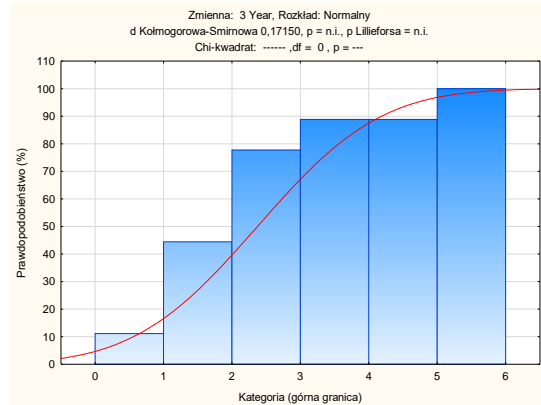
Rys. 23 Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



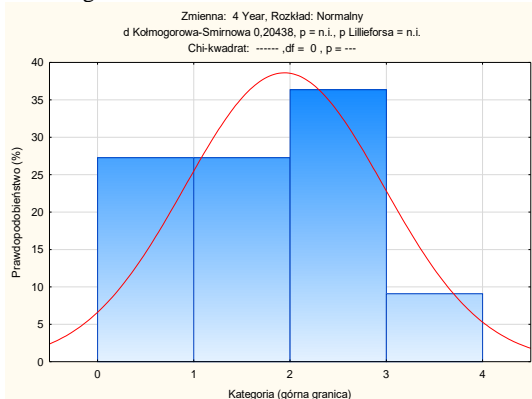
Rys. 24 Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



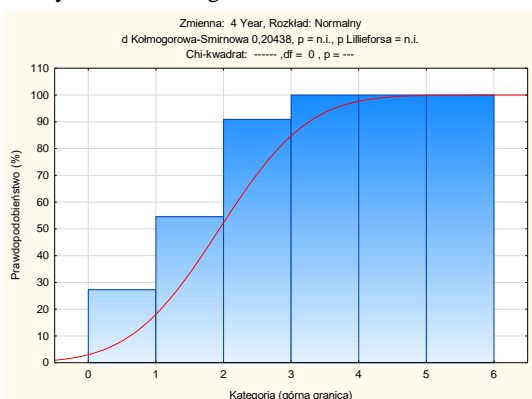
Rys. 25. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



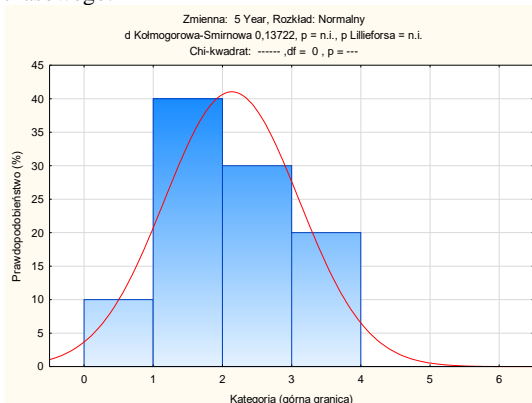
Rys. 26. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



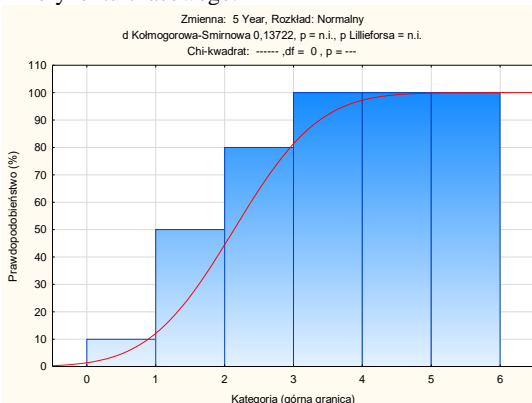
Rys. 27. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



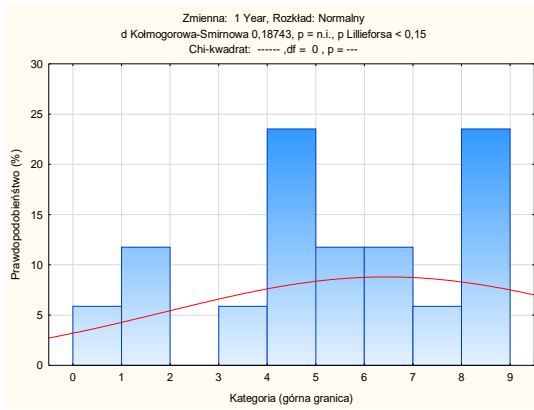
Rys. 28. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



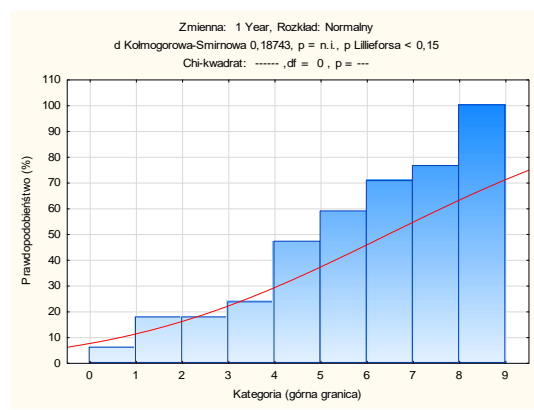
Rys. 29. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



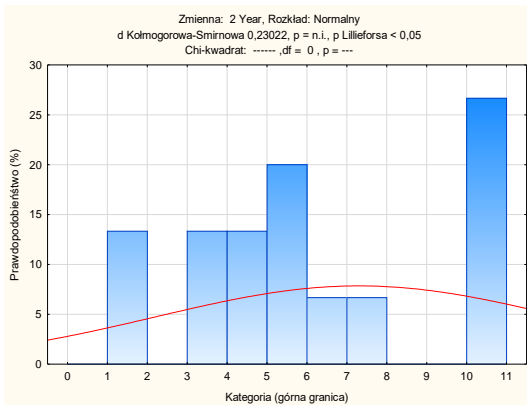
Rys. 30. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Siemianowicach Śląskich w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



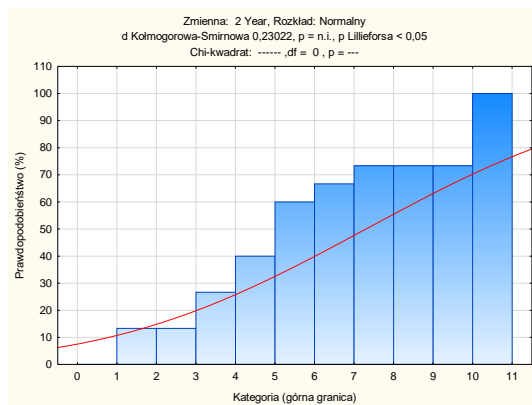
Rys. 31. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



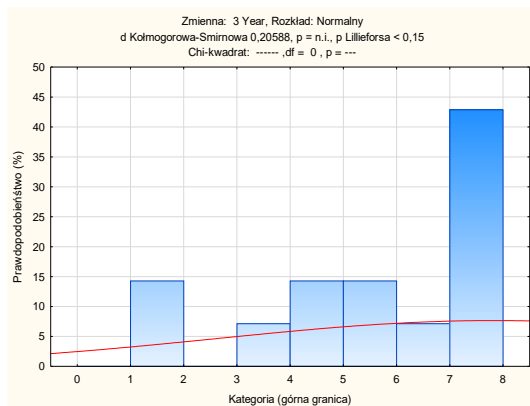
Rys. 32. Dystrybucja empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



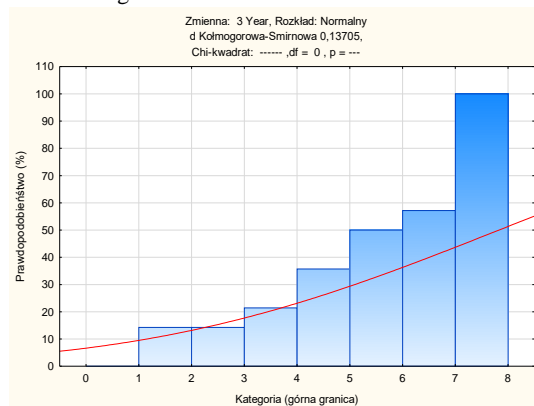
Rys. 33. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



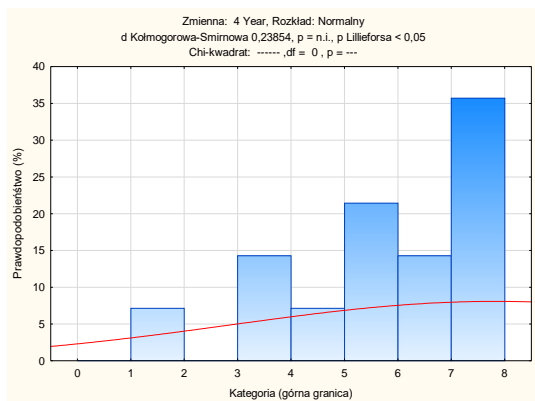
Rys. 34. Dystrybucja empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



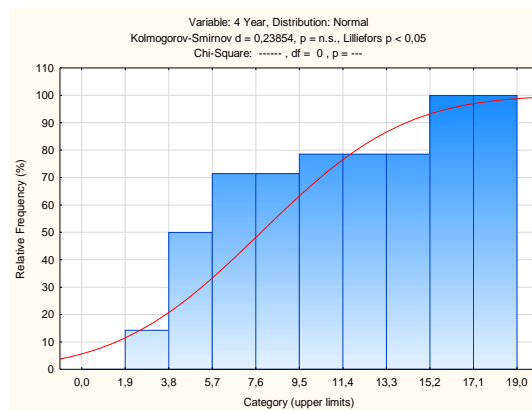
Rys. 35. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



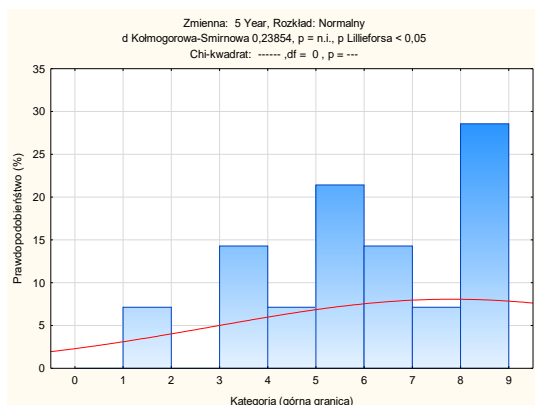
Rys. 36. Dystrybucja empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



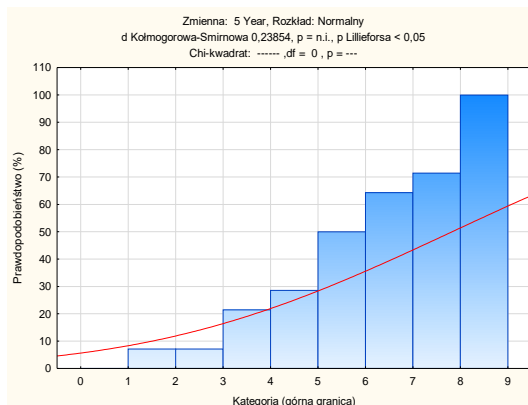
Rys. 37. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



Rys. 38. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

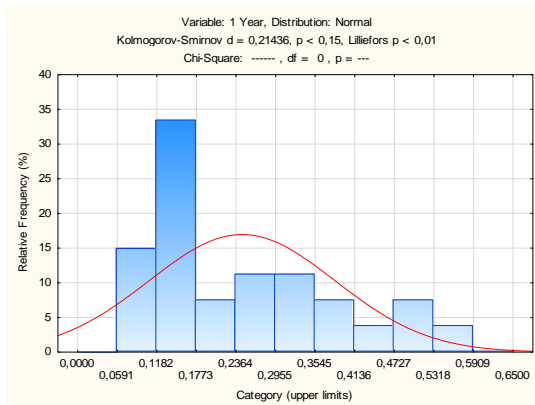


Rys. 39. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

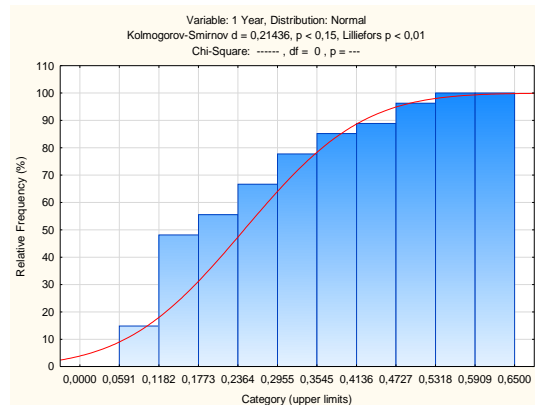


Rys. 40. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygonu Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Mysłowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

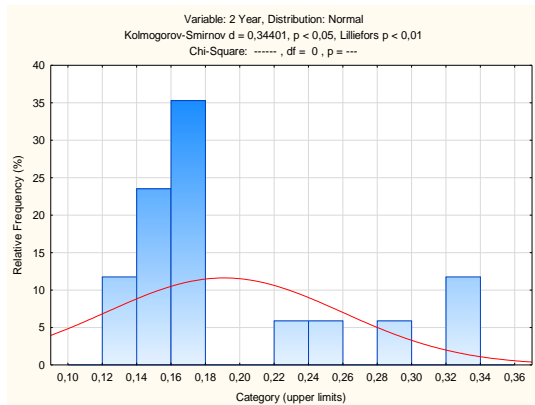
Na rycinach 41-78 przedstawiono rozkłady P_{pbizj} stanu niezgodności z normatywem (S2) jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi dla wybranych SZW województwa śląskiego o $Q > 1000 \text{ m}^3/\text{dobę}$ w horyzoncie czasowym pięciu lat



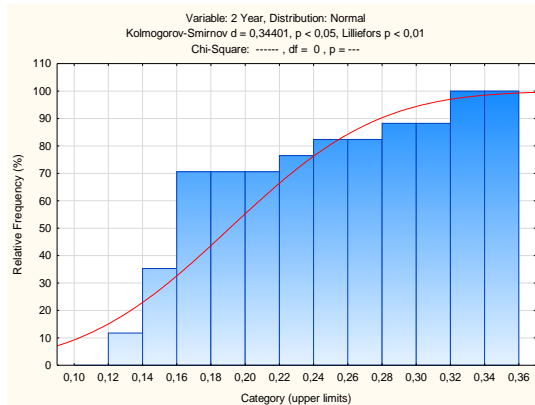
Rys. 41. Rozkład wartości P_{pbizj} S2 dla SZW w Katowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



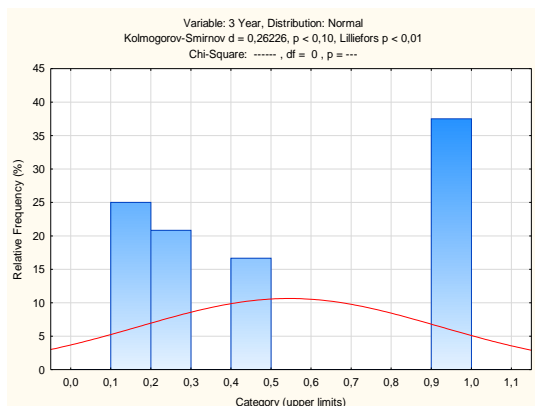
Rys. 42. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



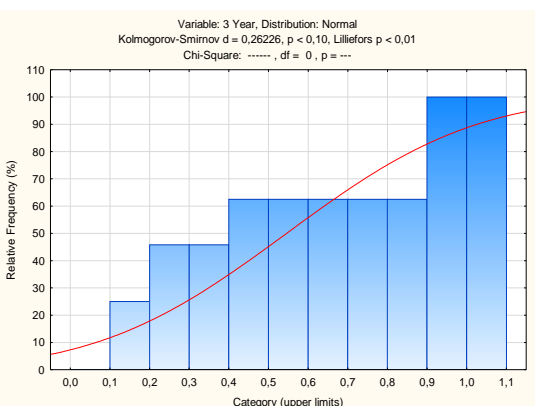
Rys. 43. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



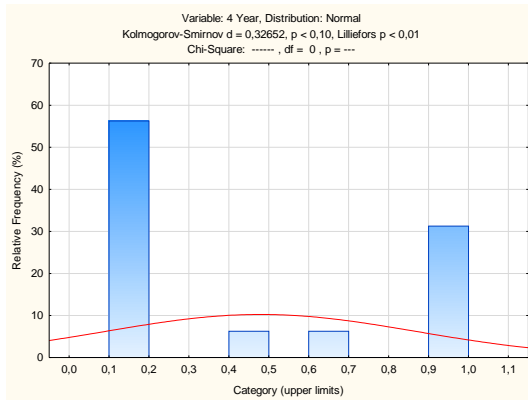
Rys. 44. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



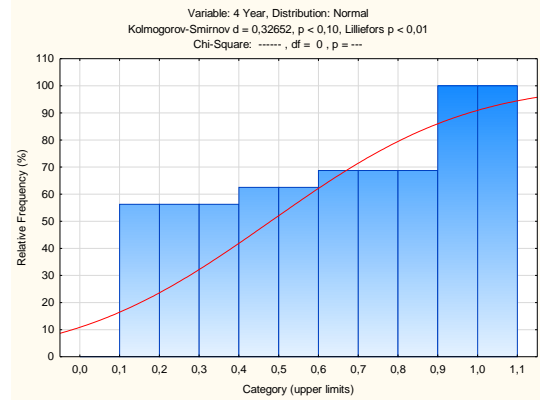
Rys. 45. Rozkład wartości P_{pbizj} S2 dla SZW w Katowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



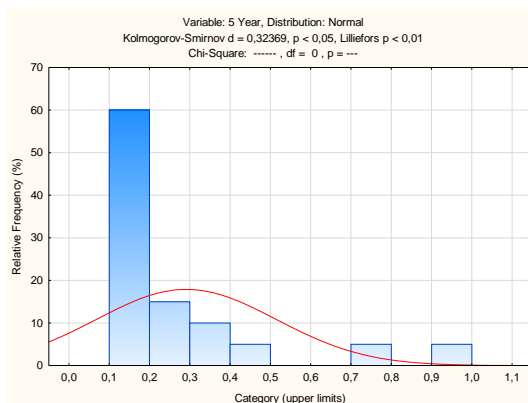
Rys. 46. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



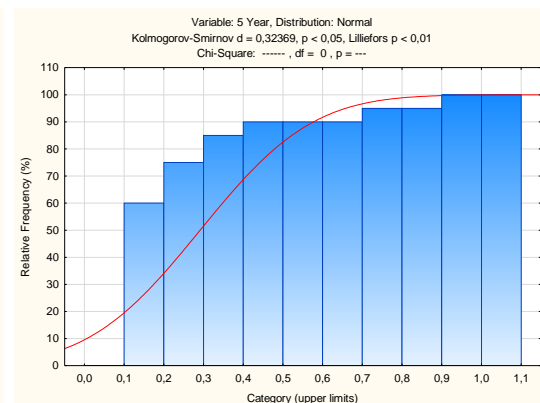
Rys. 47. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



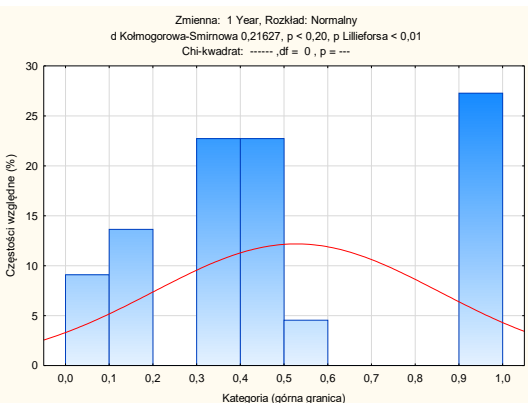
Rys. 48. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



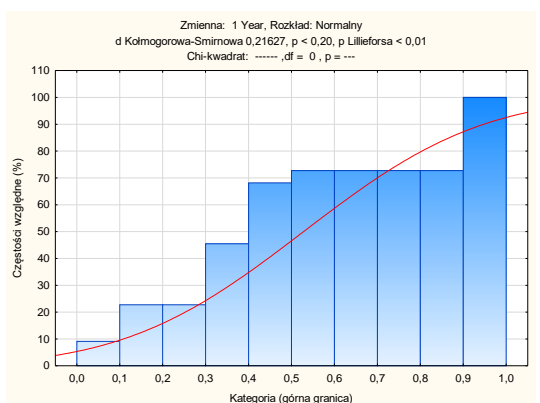
Rys. 49. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



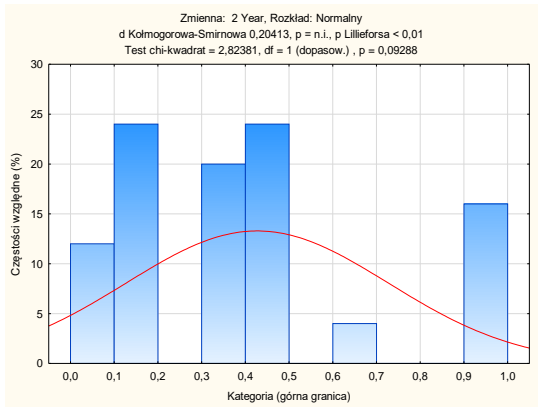
Rys. 50. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Katowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



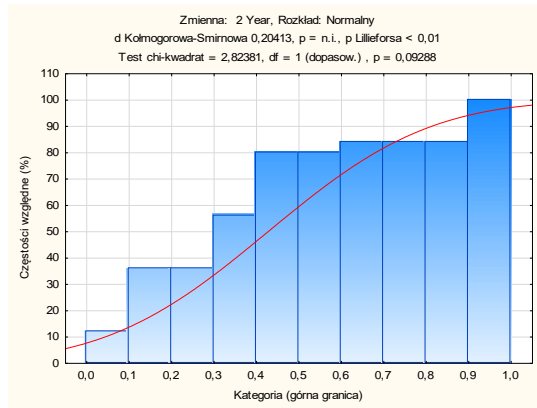
Rys. 51. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



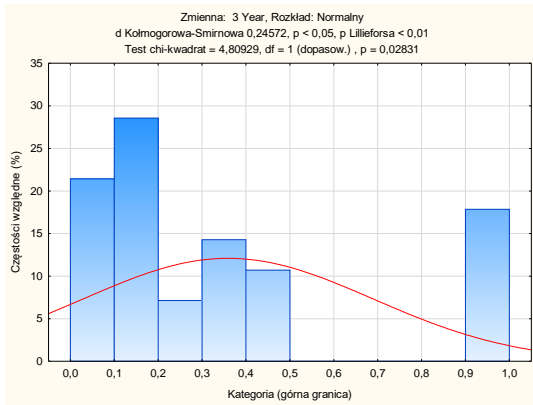
Rys. 52. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



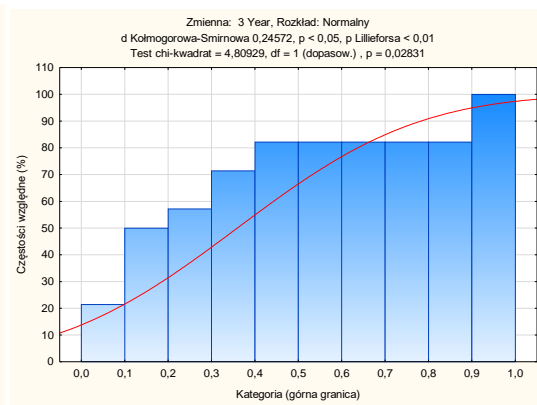
Rys. 53. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



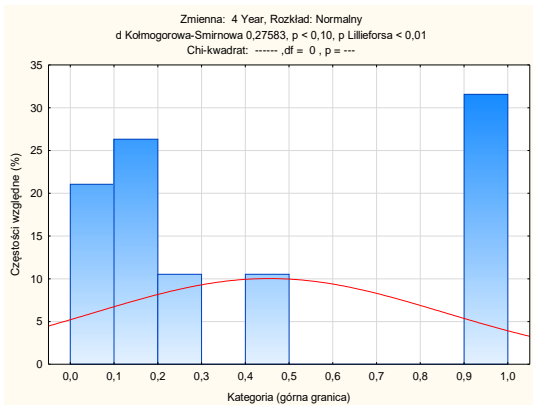
Rys. 54 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



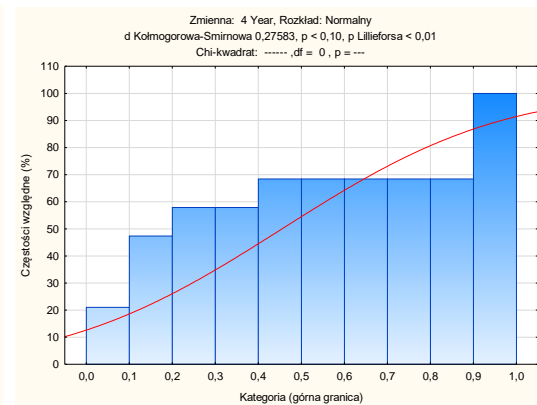
Rys.55. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



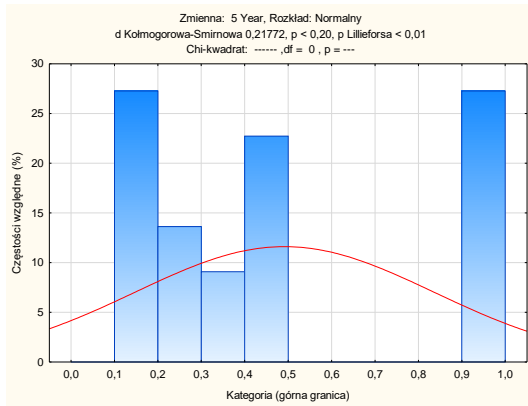
Rys. 56 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego..



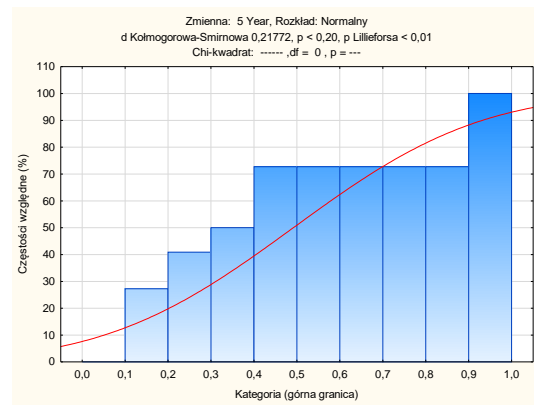
Rys. 57. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



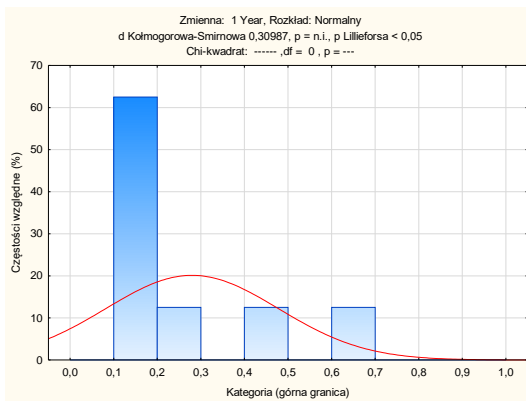
Rys. 58 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



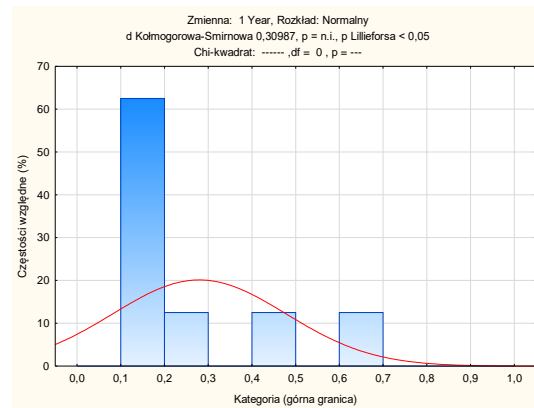
Rys. 59. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



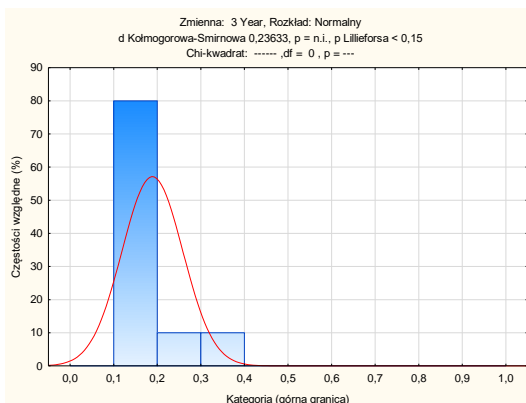
Rys. 60. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Rudzie Śląskiej w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



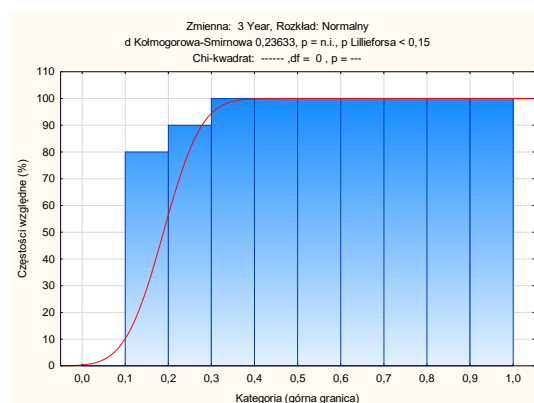
Rys. 61. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



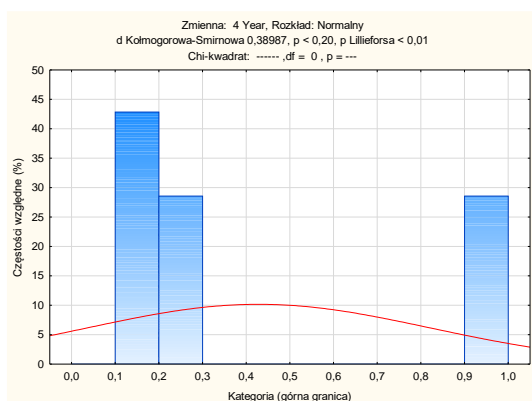
Rys. 62. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



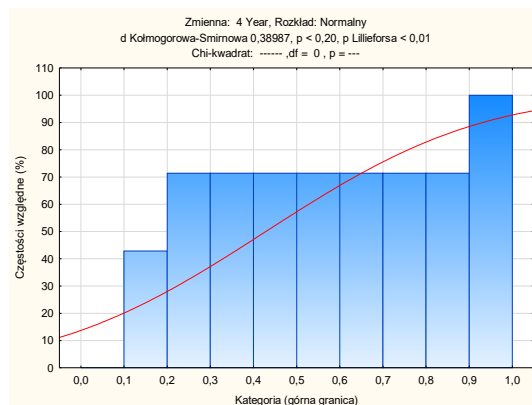
Rys. 63. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



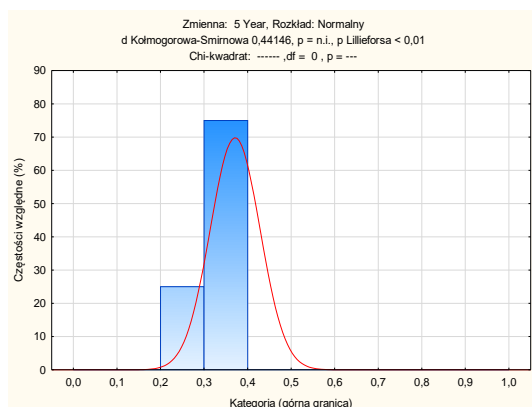
Rys. 64. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



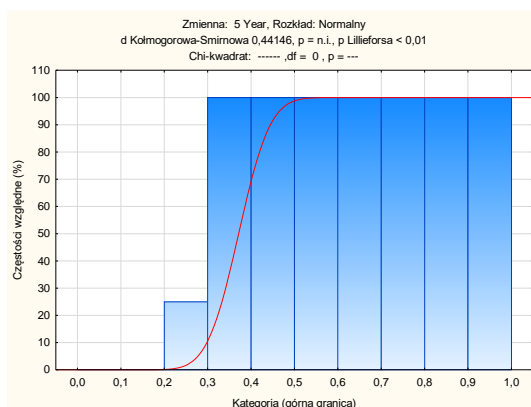
Rys. 65. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 4 analizowanym okresie horyzontu czasowego.



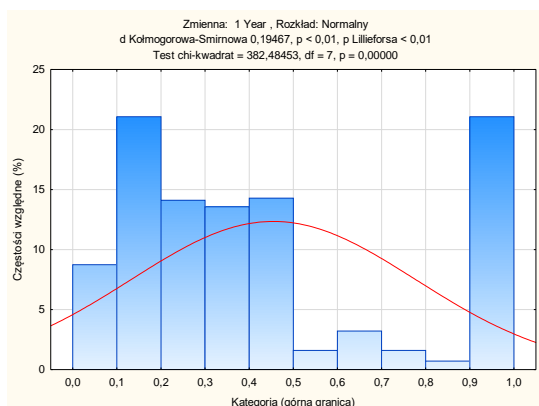
Rys. 66. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



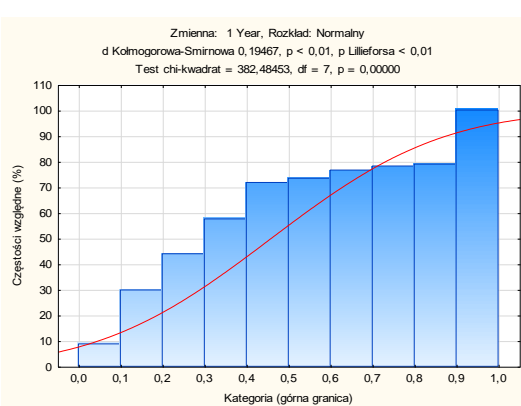
Rys. 67. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



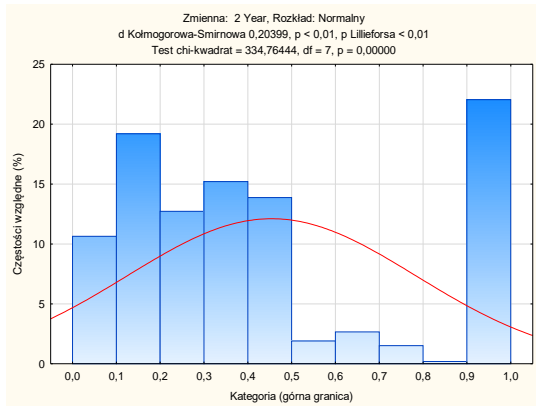
Rys. 68. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Mysłowicach w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



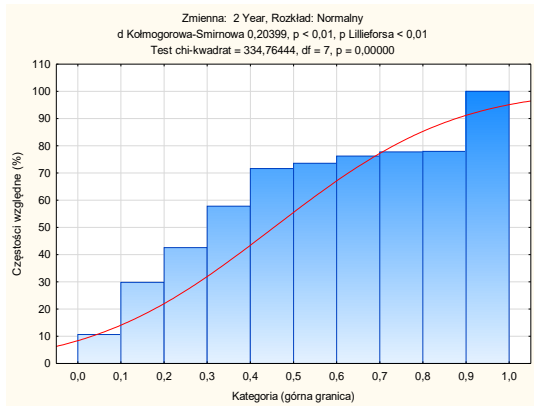
Rys. 69. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW o $Q > 1000$ m³/dobę w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



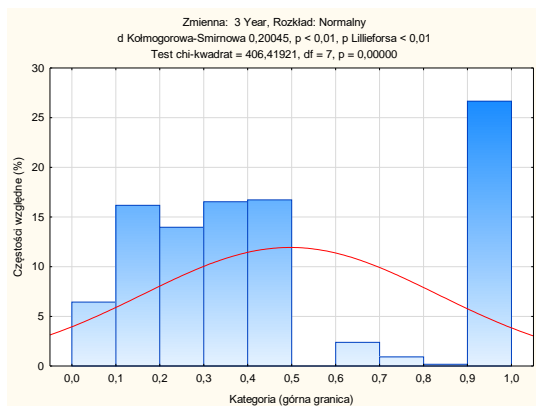
Rys. 70. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



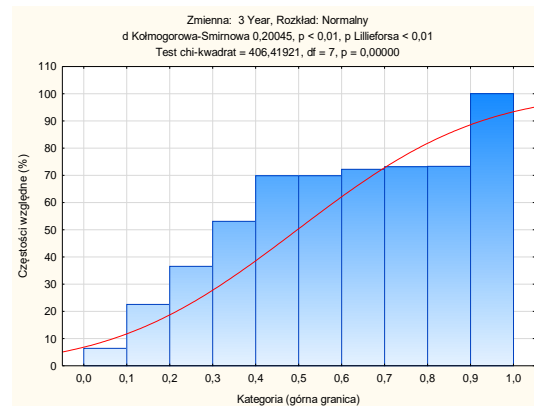
Rys. 71. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW o $Q > 1000$ m³/dobę w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



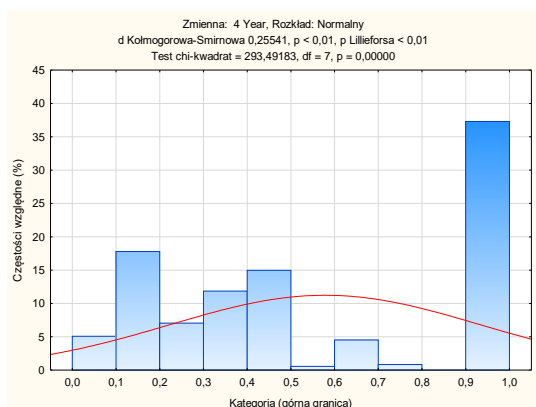
Rys. 72 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



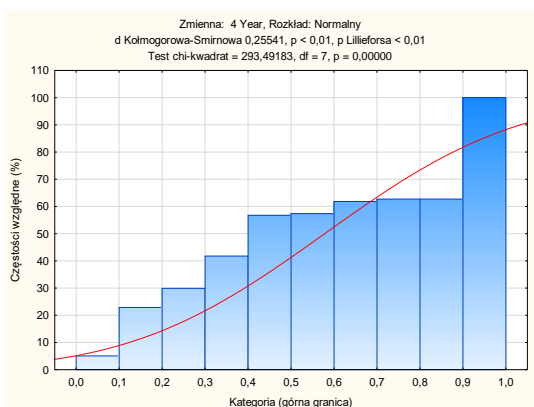
Rys. 73. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



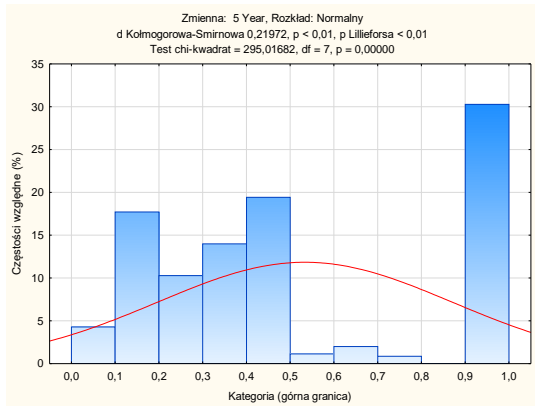
Rys. 74 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



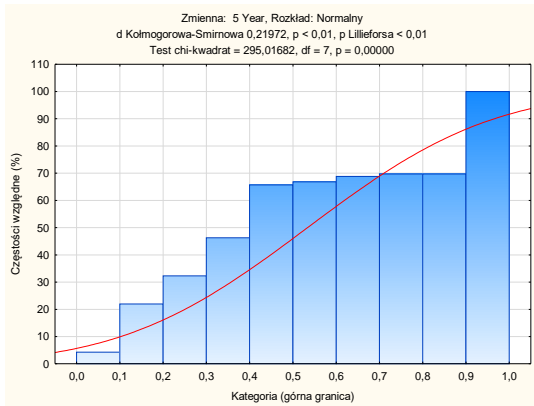
Rys. 75. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



Rys. 76 Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

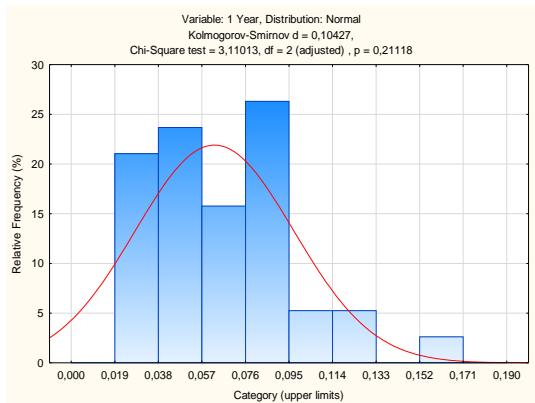


Rys. 77. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

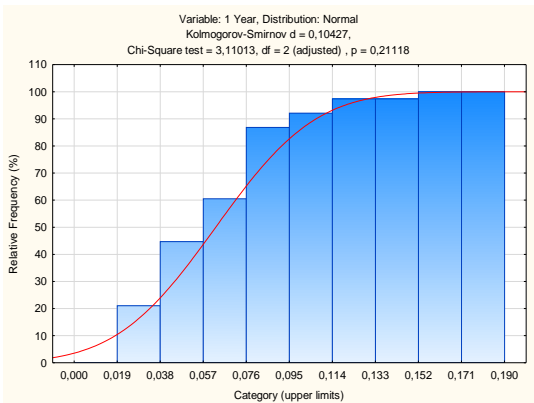


Rys. 78. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 o $Q > 1000$ m³/dobę w województwa śląskim w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego.

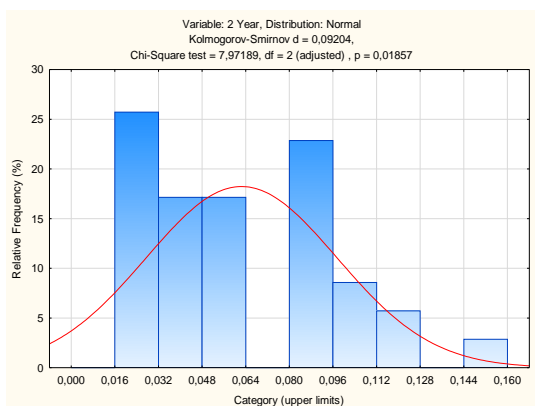
Na rycinach 79 - 88 przedstawiono rozkłady wartości wskaźnika PIK_{nj}



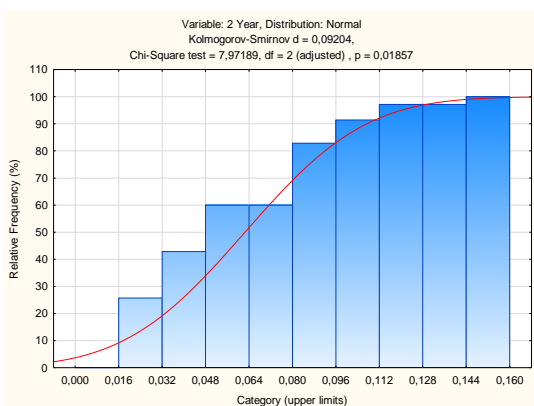
Rys. 79. Rozkład wartości PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



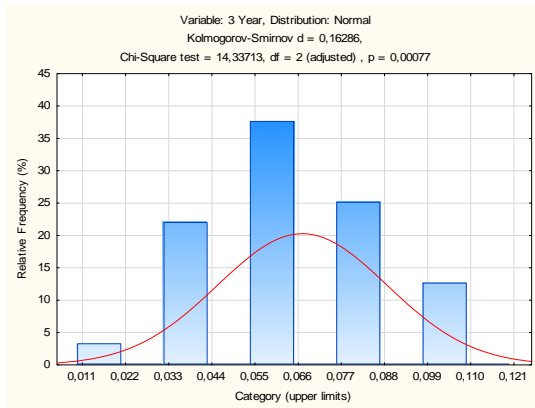
Rys. 80. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



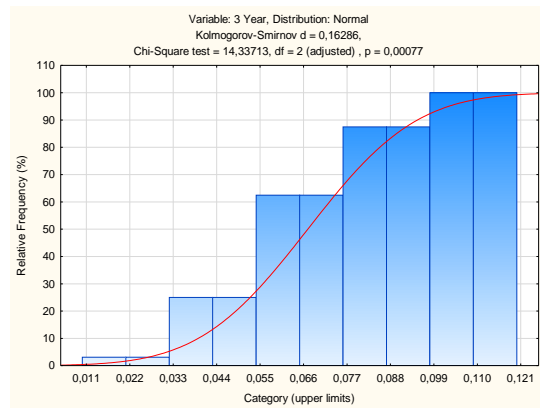
Rys. 81. Rozkład PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



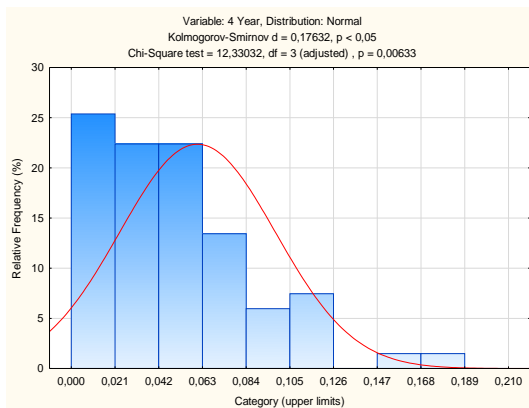
Rys. 82. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



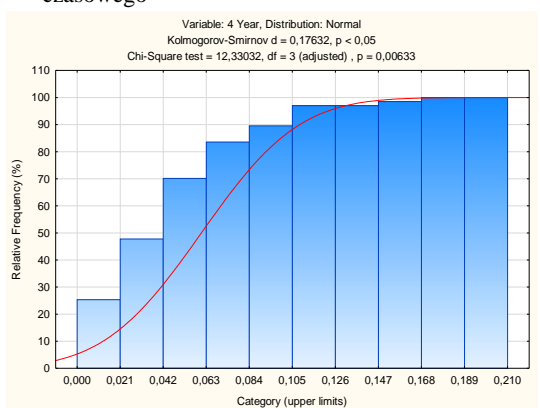
Rys. 83. Rozkład PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



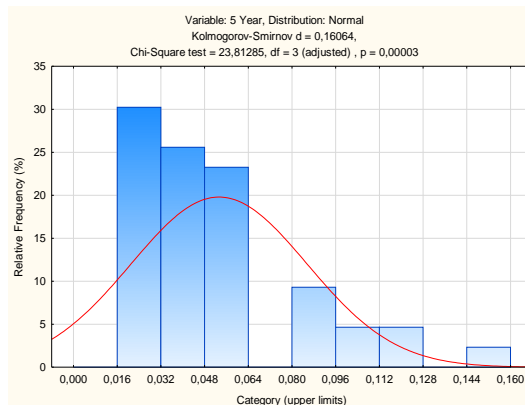
Rys. 84. Dystrybuanta empiryczna rozkładu PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



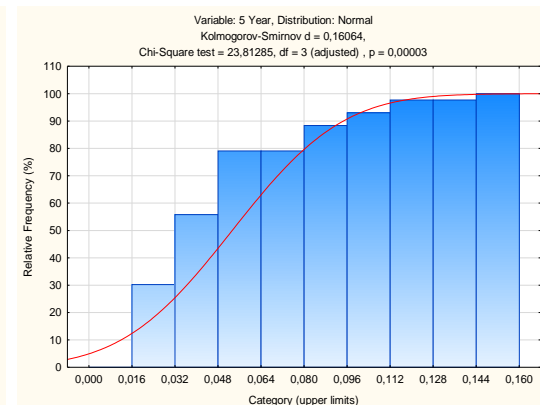
Rys. 85. Rozkład PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 86. Dystrybuanta empiryczna rozkładu PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

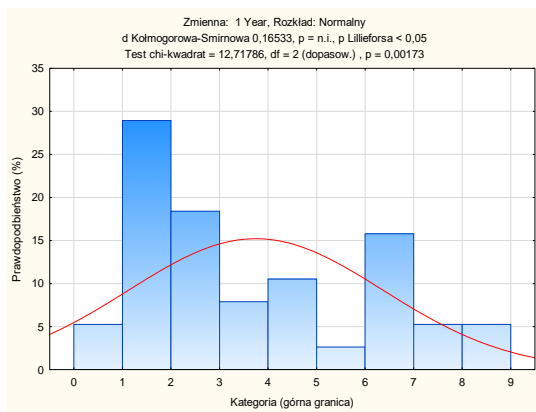


Rys 87. Rozkład PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

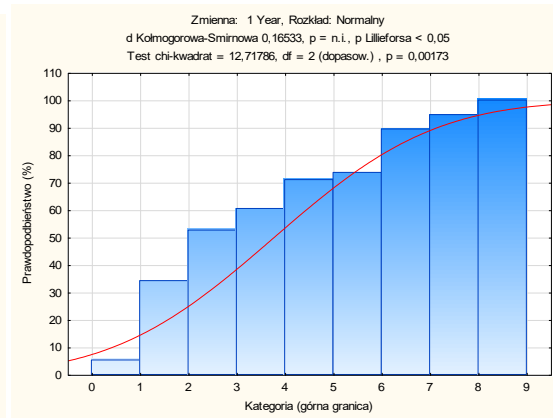


Rys. 88. Dystrybuanta empiryczna rozkładu PIK_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

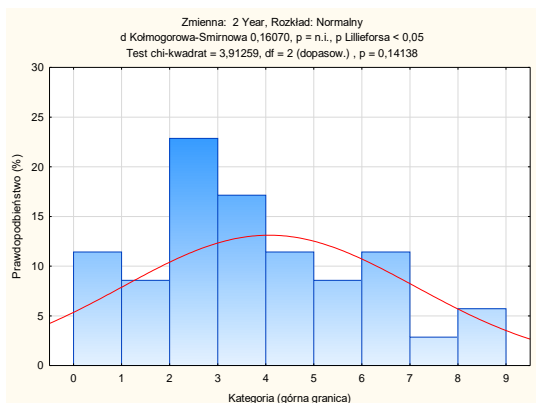
Na rycinach 89-98 przedstawiono rozkłady wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych okresów z analizowanego horyzontu czasowego pięciu lat



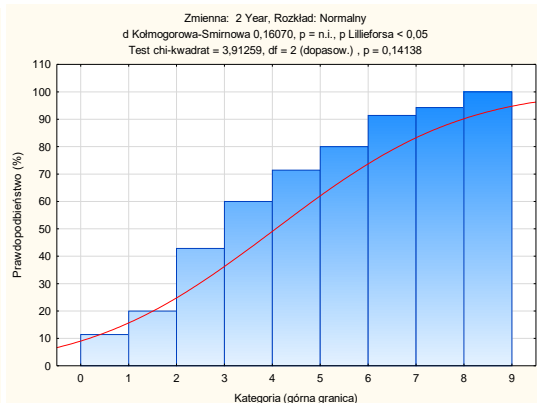
Rys. 89. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



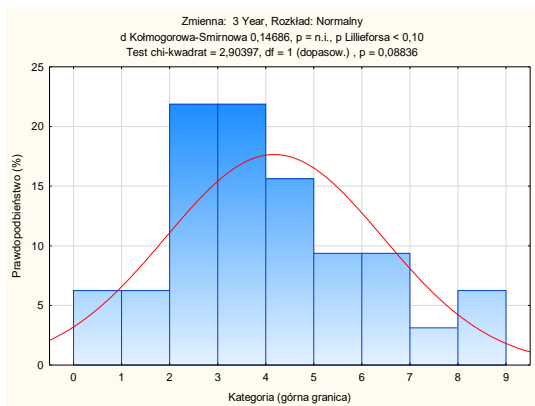
Rys. 90. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego



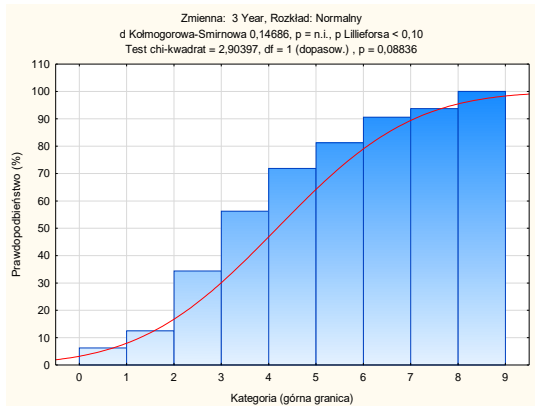
Rys. 91. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



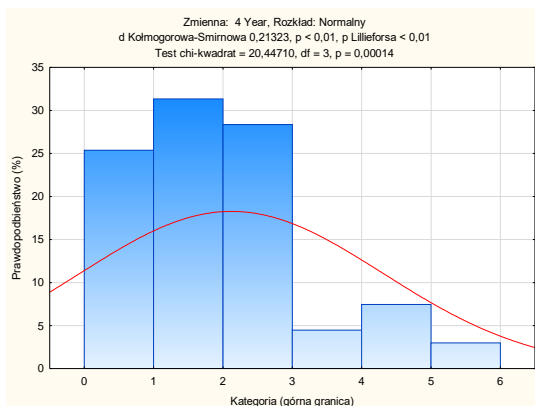
Rys. 92. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



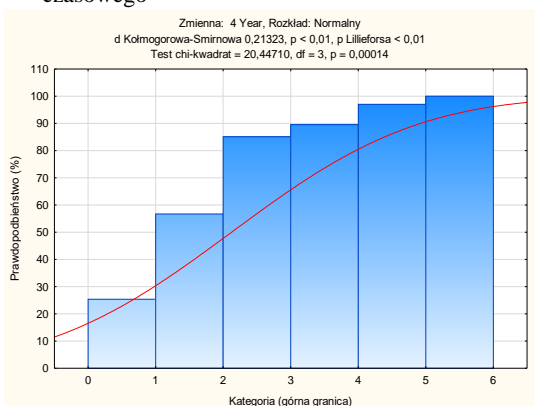
Rys. 93. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



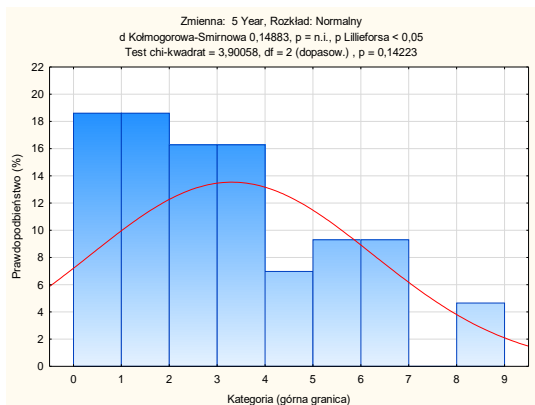
Rys. 94. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



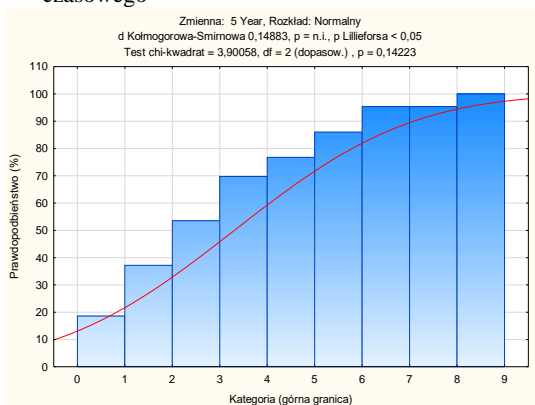
Rys. 95. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 96. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

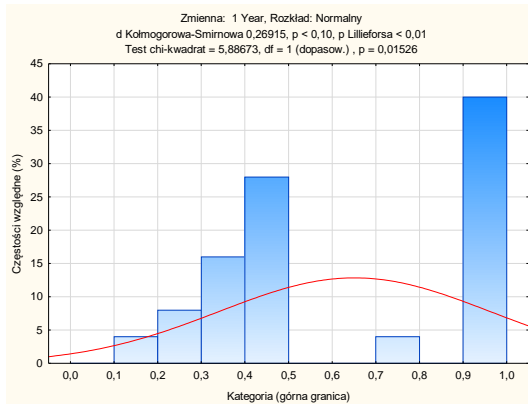


Rys. 97. Rozkład wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

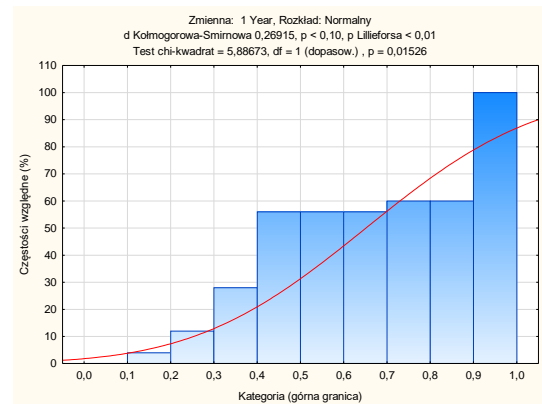


Rys. 98. Dystrybuanta empiryczna rozkładu wartości powierzchni polygonów wygenerowanych algorytmem polygony Thiessena w oparciu o lokalizację punktów urzędowej planowanej kontroli jakości wody dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

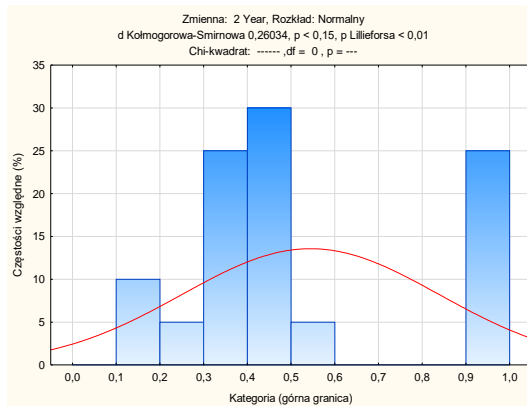
Na rycinach 99-108 przedstawiono rozkłady prawdopodobieństwa wystąpienia stanu niezgodności z normatywem (S2) jakości wody przeznaczanej do spożycia przez ludzi w danym punkcie kontroli dla SZW w Jaworznie w analizowanym horyzoncie czasowym pięciu lat



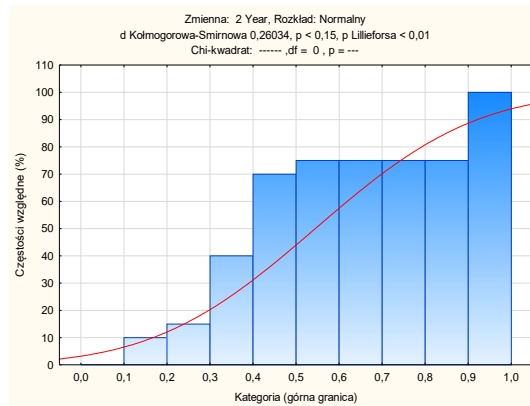
Rys. 99. Rozkład $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



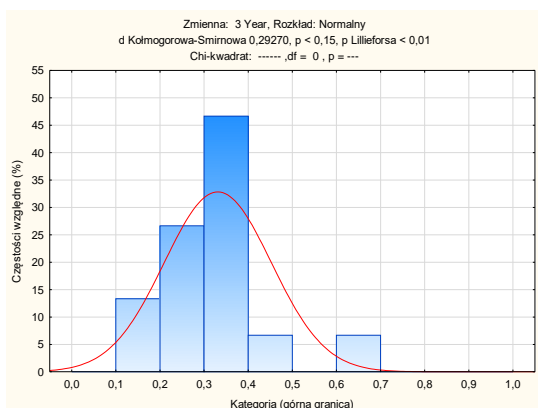
Rys. 100 Dystrybuanta empiryczna rozkładu $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



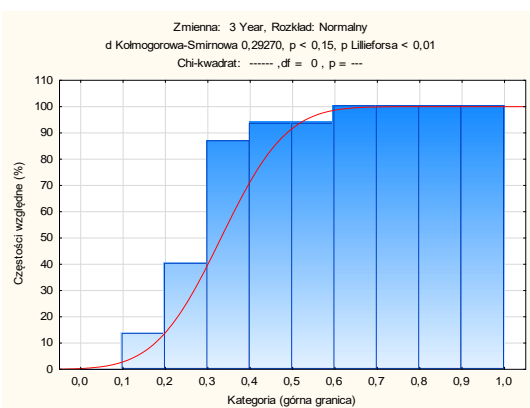
Rys. 101. Rozkład $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



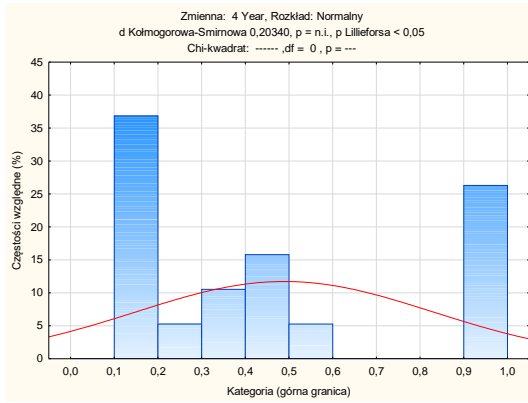
Rys. 102 Dystrybuanta empiryczna $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



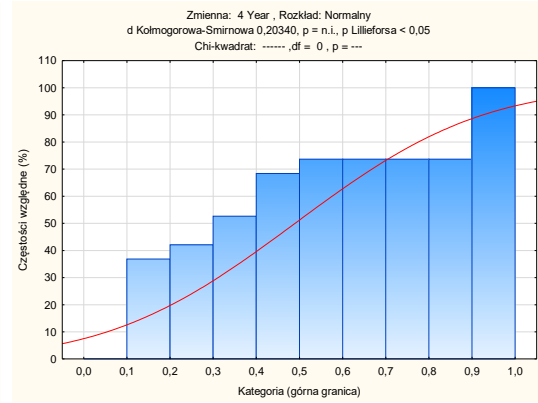
Rys. 103. Rozkład $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



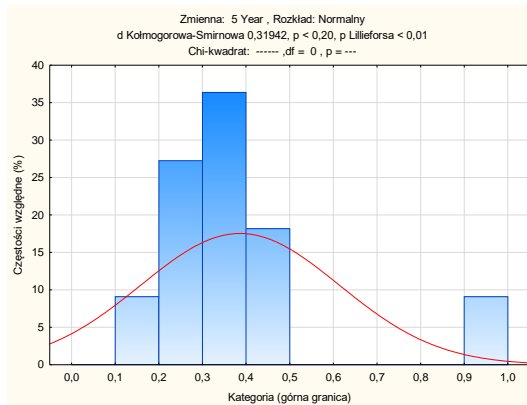
Rys. 104 Dystrybuanta empiryczna rozkładu $P_{pb_{i,zj}}$ stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



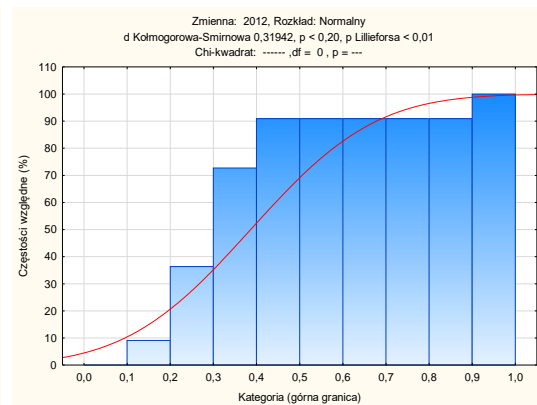
Rys. 105. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 106. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

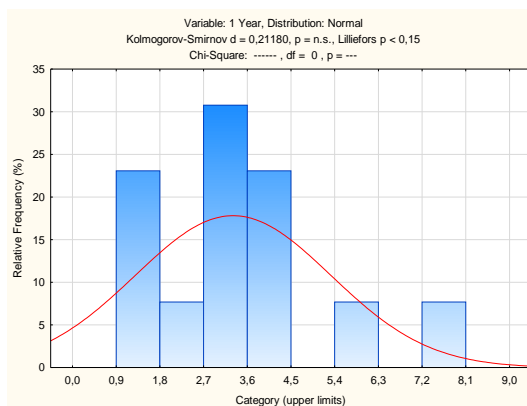


Rys. 107. Rozkład P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

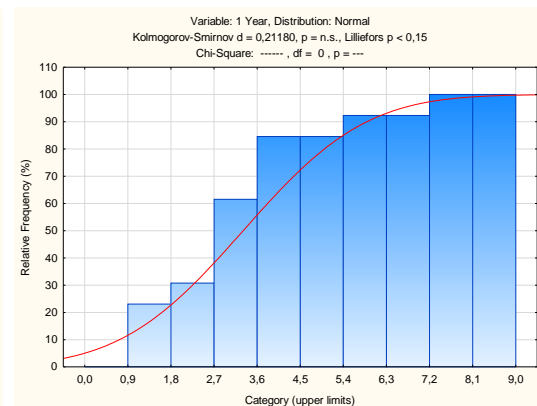


Rys. 108. Dystrybuanta empiryczna rozkładu P_{pbizj} stanu S2 dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

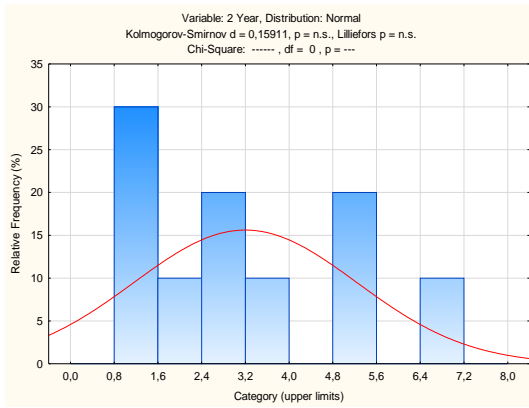
Na rycinach 109-118 przedstawiono rozkłady $PUBW_{nj}$ i dystrybuantę tego rozkładu dla SZW w Jaworznie w analizowanym horyzontie pięciu lat zgodnie



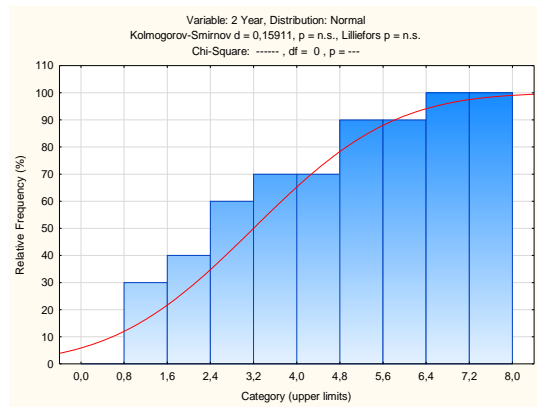
Rys. 109. Rozkład wartości $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



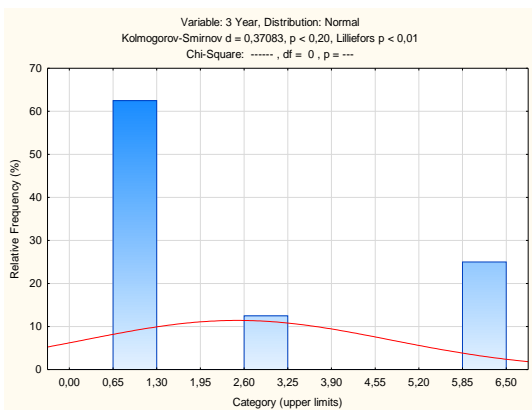
Rys. 110. Dystrybuanta empiryczna rozkładu $PUBW_{nj}$ w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



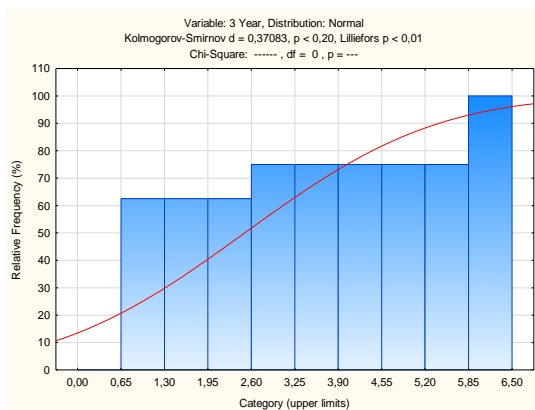
Rys. 111. Rozkład $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



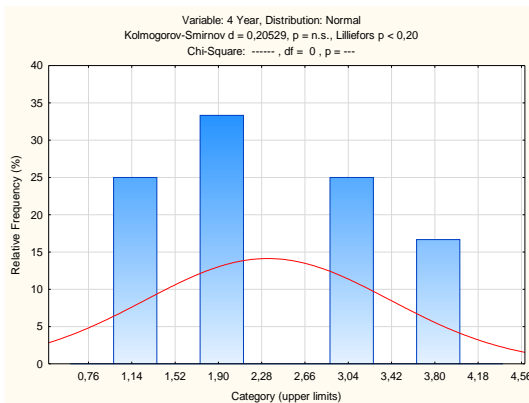
Rys. 112 Dystrybuanta empiryczna rozkładu $PUBW_{nj}$ w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



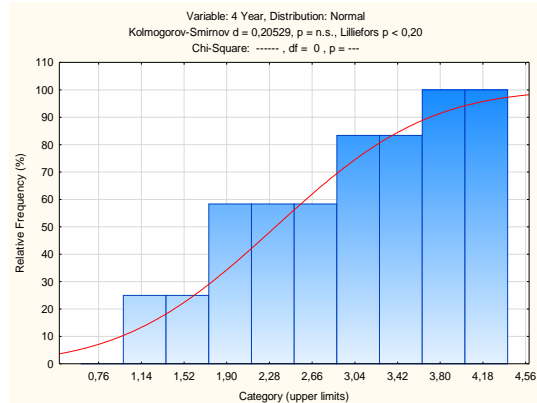
Rys. 113. Rozkład $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



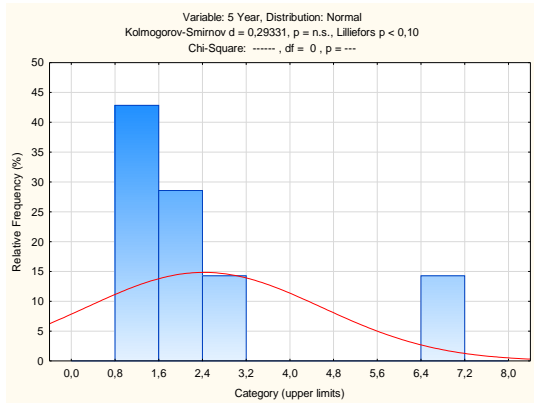
Rys. 114 Dystrybuanta empiryczna rozkładu $PUBW_{nj}$ w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



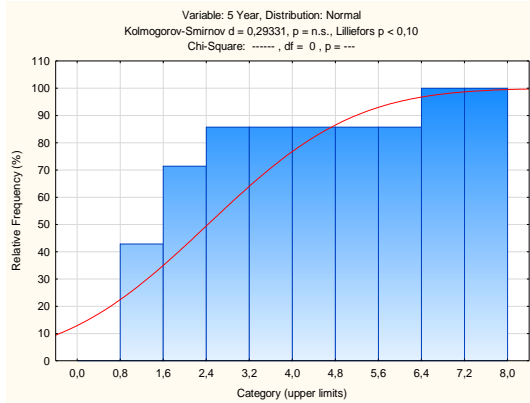
Rys. 115. Rozkład $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 116 Dystrybuanta empiryczna rozkładu $PUBW_{nj}$ w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

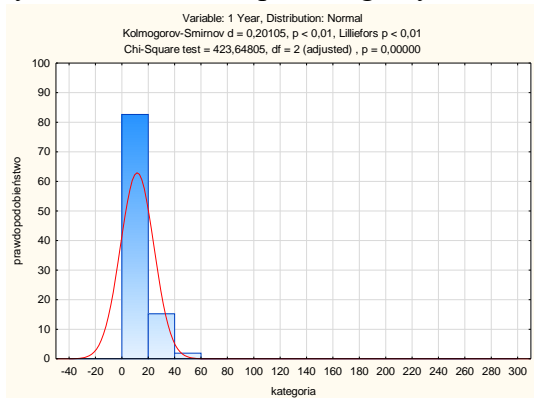


Rys. 117. Rozkład $PUBW_{nj}$ dla SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

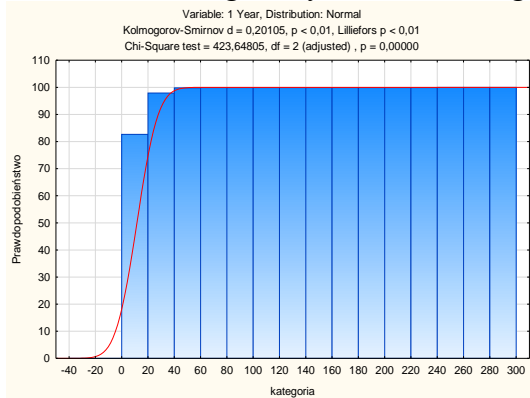


Rys. 118. Dystrybuanta empiryczna rozkładu $PUBW_{nj}$ w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

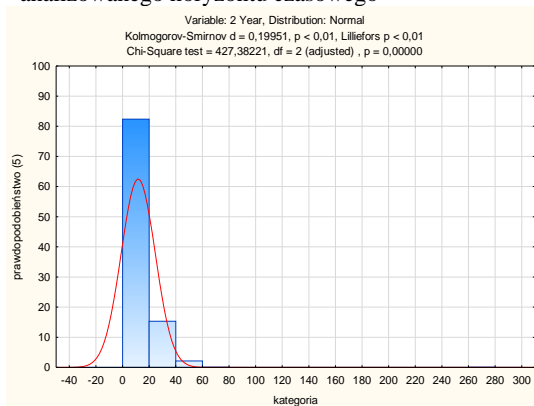
Na rycinach 119-128 przedstawiono rozkłady LP_{nj} SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych okresów z analizowanego horyzontu czasowego.



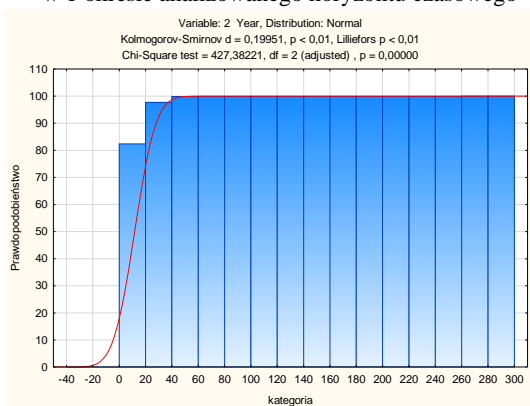
Rys. 119. Rozkład LP_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



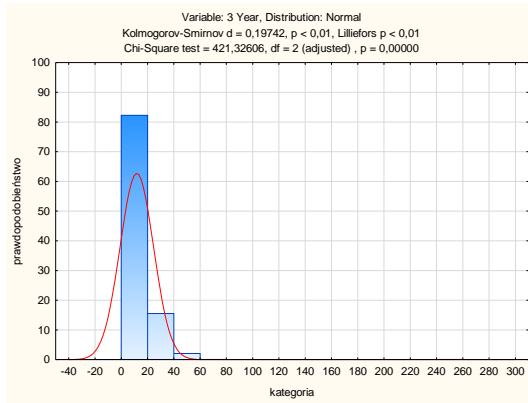
Rys. 120. Dystrybuanta rozkładu LP_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



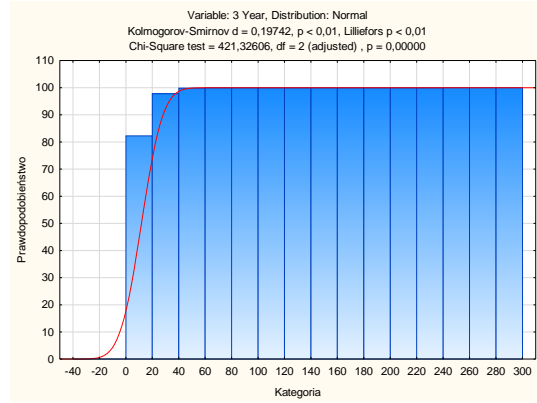
Rys. 121. Rozkład LP_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego.



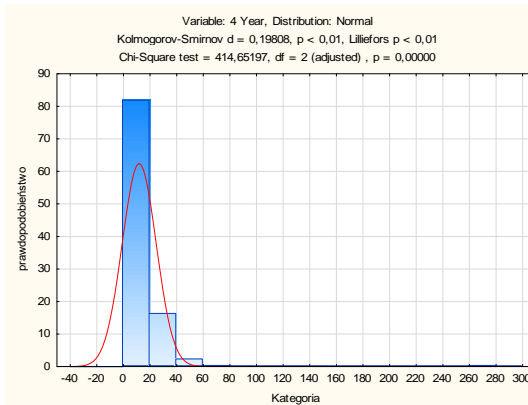
Rys. 122. Dystrybuanta rozkładu LP_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



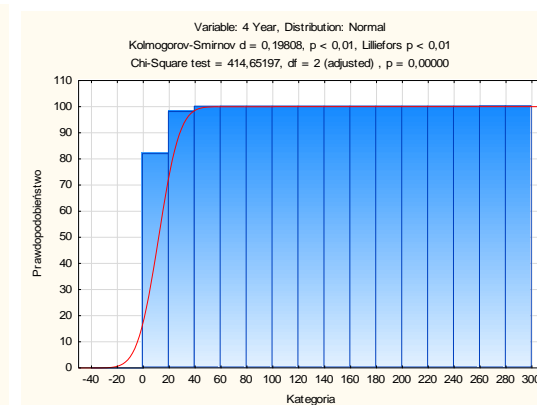
Rys. 123. Rozkład LP_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



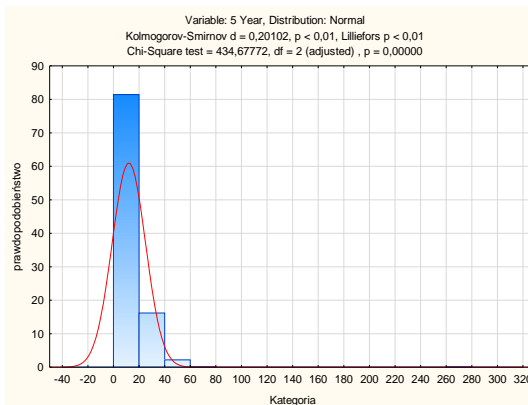
Rys. 124. Dystrybuanta rozkładu LP_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



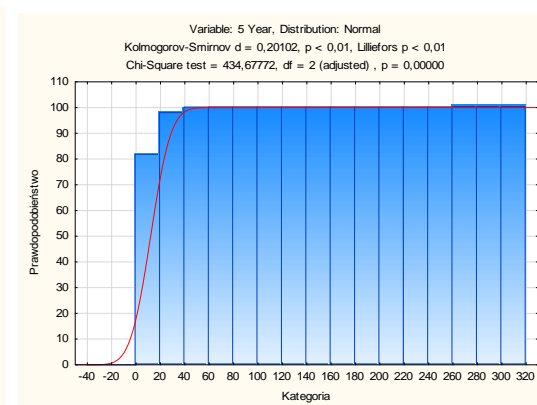
Rys. 125. Rozkład LP_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 126. Dystrybuanta rozkładu LP_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

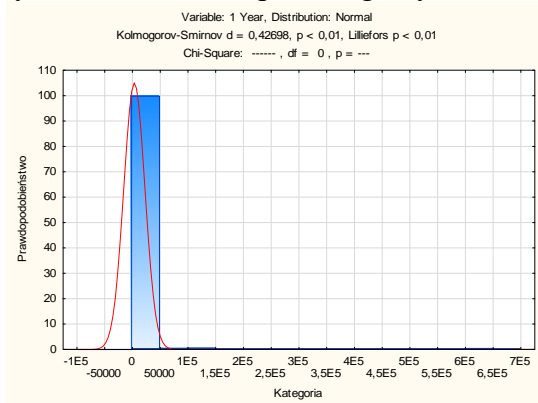


Rys. 127. Rozkład LP_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

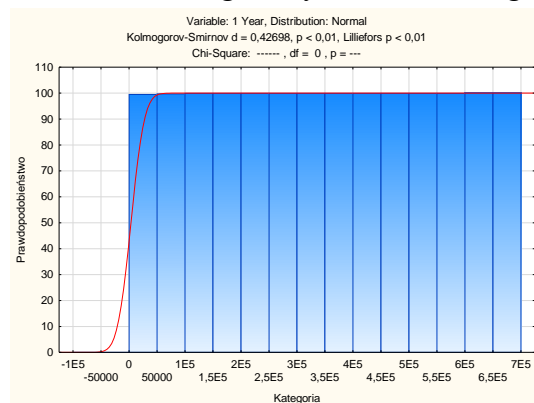


Rys. 128. Dystrybuanta rozkładu LP_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

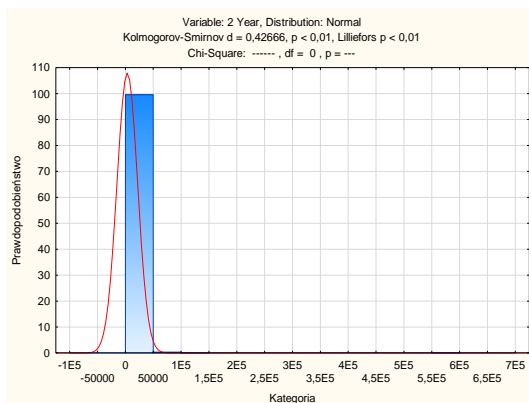
Na rycinach 129-138 przedstawiono rozkłady QW_{nj} SZW w Jaworznie oraz dystrybuanty tych rozkładów dla poszczególnych okresów z analizowanego horyzontu czasowego



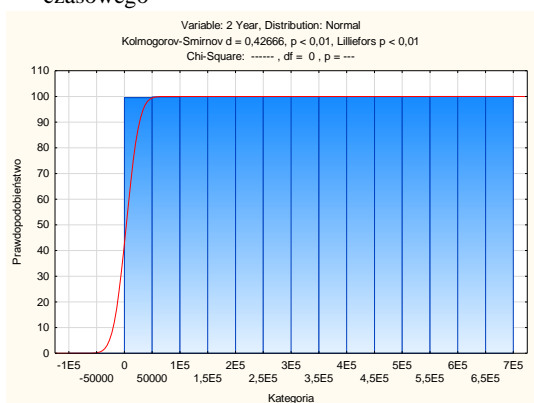
Rys. 129. Rozkład QW_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



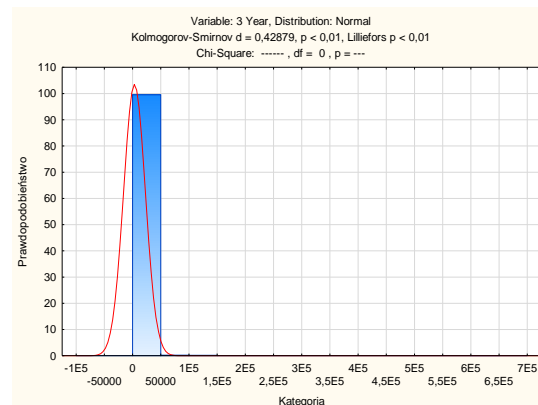
Rys. 130. Dystrybuanta rozkładu QW_{nj} SZW w Jaworznie w 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



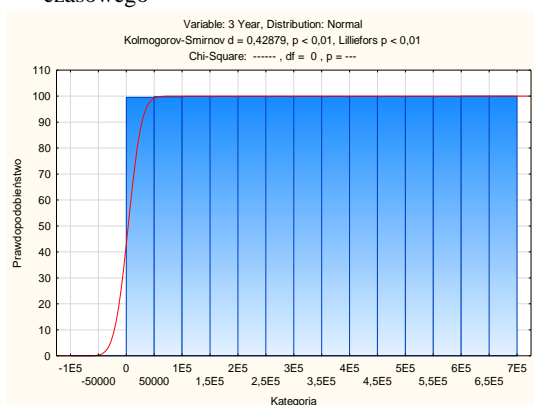
Rys. 131. Rozkład QW_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



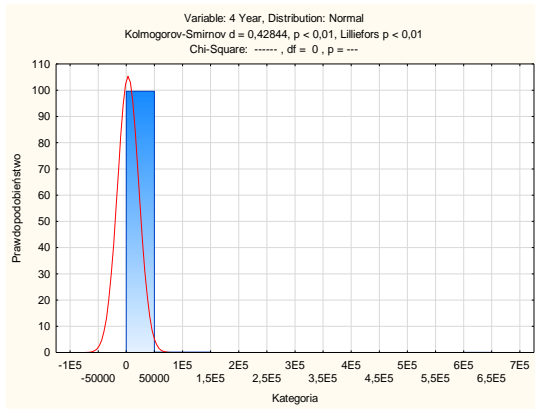
Rys. 132. Dystrybuanta rozkładu QW_{nj} SZW w Jaworznie w 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



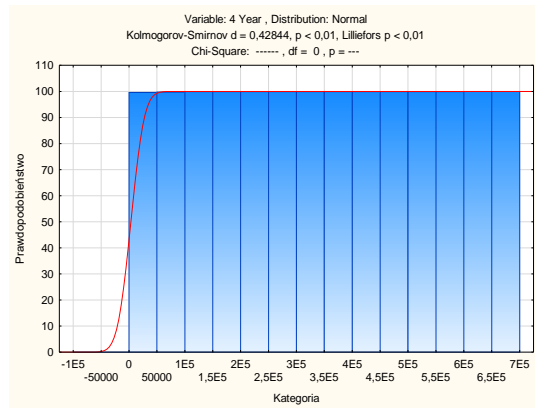
Rys. 133. Rozkład QW_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



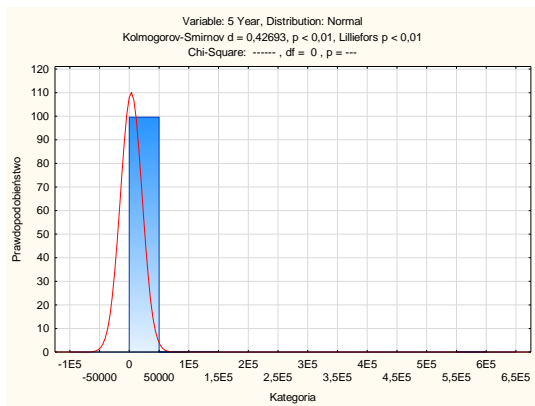
Rys. 134. Dystrybuanta rozkładu QW_{nj} SZW w Jaworznie w 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



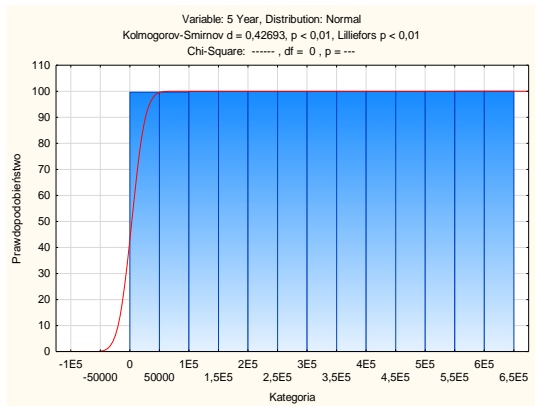
Rys. 135. Rozkład QW_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 136. Dystrybuanta rozkładu QW_{nj} SZW w Jaworznie w 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego

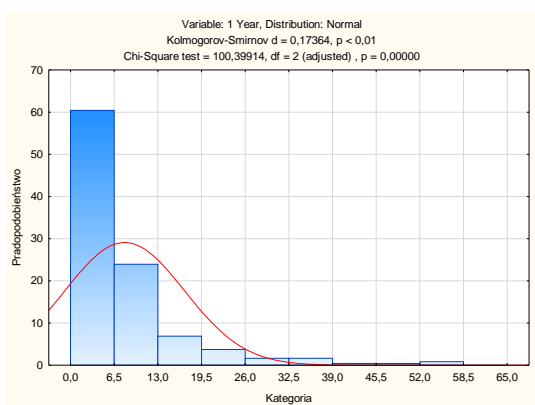


Rys. 137. Rozkład QW_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

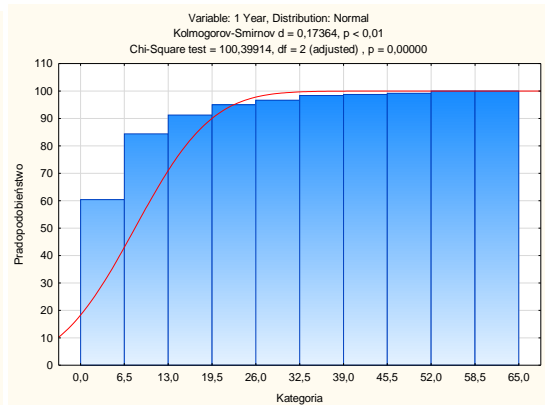


Rys. 138. Dystrybuanta rozkładu QW_{nj} SZW w Jaworznie w 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego

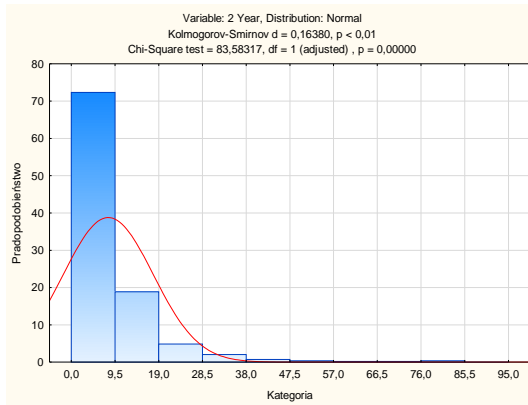
Na rycinach 139 – 148 przedstawiono rozkład wartości $PZNT_{nj}$ oraz dystrybuanta tego rozkładu w SZW Jaworzno dla poszczególnych okresów z całego horyzontu badawczego.



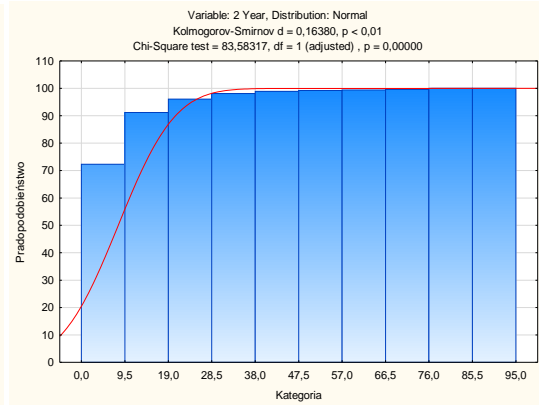
Rys. 139. Rozkład $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



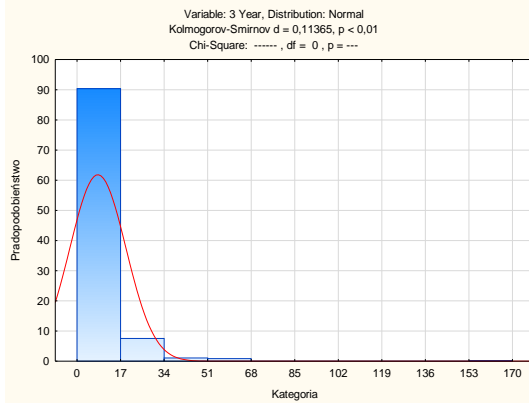
Rys. 140. Dystrybuanta rozkładu $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 1 okresie analizowanego horyzontu czasowego



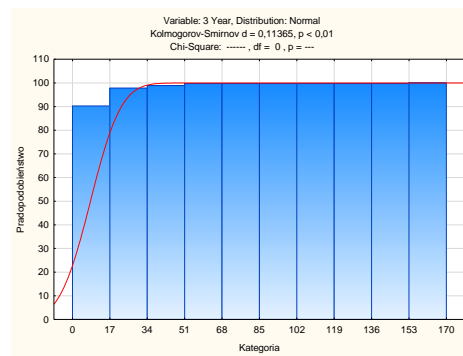
Rys. 141. Rozkład $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



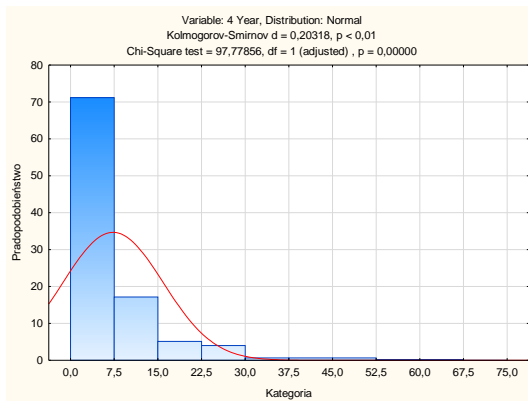
Rys. 142. Dystrybuanta rozkładu $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 2 okresie analizowanego horyzontu czasowego



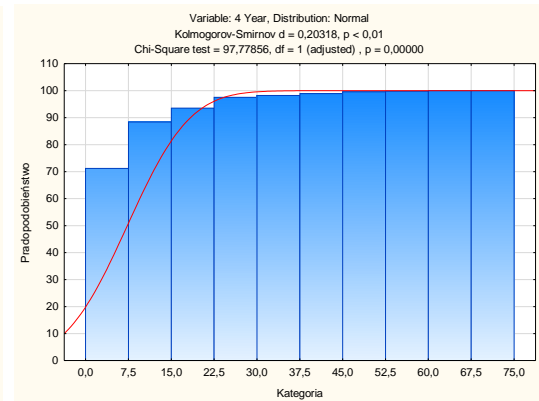
Rys. 143. Rozkład $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



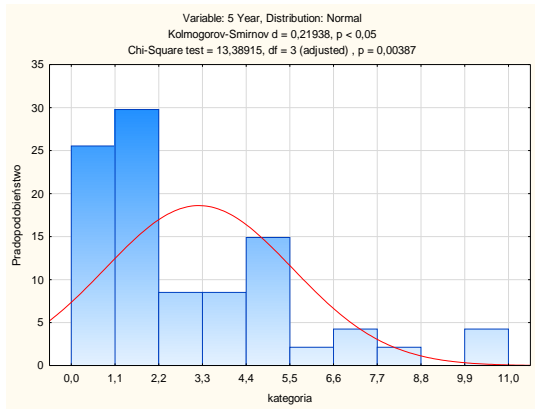
Rys. 144. Dystrybuanta rozkładu $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 3 okresie analizowanego horyzontu czasowego



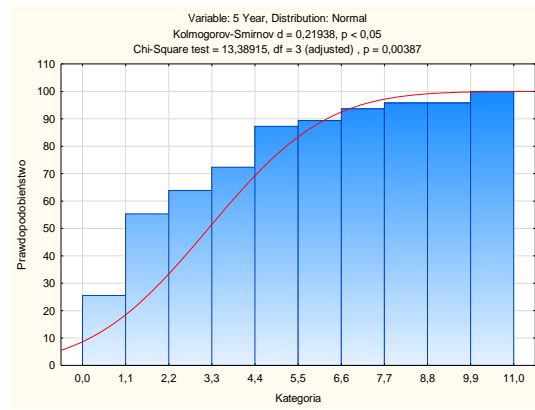
Rys. 145. Rozkład $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 146. Dystrybuanta rozkładu $PZNT_{nj}$ SZW w Jaworznie 4 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 147. Rozkład $PZNT_{ij}$ SZW w Jaworznie 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego



Rys. 148. Dystrybuanta rozkładu $PZNT_{ij}$ SZW w Jaworznie 5 okresie analizowanego horyzontu czasowego