

**JAKOŚĆ WÓD PODZIEMNYCH
W OBSZARZE POTENCJALNEGO
ODDZIAŁYWANIA SKŁADOWISK
ODPADÓW KOMUNALNYCH**

**AGATA
SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA**

**JAKOŚĆ WÓD PODZIEMNYCH
W OBSZARZE POTENCJALNEGO
ODDZIAŁYWANIA SKŁADOWISK
ODPADÓW KOMUNALNYCH**

WROCŁAW 2009



Autor

dr inż. Agata Szymańska-Pulikowska

Opiniodawca

prof. dr hab. Kazimierz Szymański

Redaktor merytoryczny

dr hab. inż. Andrzej Borkowski, prof. nadzw.

Opracowanie redakcyjne

dr Ewa Jaworska

Korekta:

mgr Elżbieta Winiarska-Grabosz

Janina Szydłowska

Łamanie

Alina Gebel

Projekt okładki

mgr inż. Stanisław Rogowski

Monografie LXXXIII

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2009

ISSN 1898-1151

ISBN 978-83-60574-81-2

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCŁAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki

ul. Sopotka 23, 50–344 Wrocław, tel. 071 328–12–77

e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 100 + 16 egz. Ark. wyd.10,0. Ark. druk. 9,5

Druk i oprawa: EXPOL, P. Rybiński, J. Dąbek, Spółka Jawna

ul. Brzeska 4, 87-800 Włocławek

Spis treści

1. Wstęp	7
2. Przegląd piśmiennictwa	8
3. Cel pracy, charakterystyka obiektu badawczego, zakres i metodyka badań	20
3.1 Cel pracy	20
3.2. Charakterystyka obiektu badawczego	20
3.3. Zakres i metodyka badań	26
4. Omówienie wyników badań	30
4.1. Wody podziemne dopływające do składowiska	30
4.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem	39
4.3. Odcieki składowiskowe	47
4.4. Badanie zgodności rozkładów serii analiz wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych oraz odcieków składowiskowych z rozkładem normalnym	51
4.5 Różnice między badanymi populacjami	61
4.6. Korelacje pomiędzy badanymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód podziemnych i odcieków składowiskowych	63
5. Modelowanie zależności pomiędzy właściwościami wód podziemnych oraz odcieków składowiskowych za pomocą ogólnych modeli regresji wielorakiej	68
5.1. Wody podziemne dopływające do składowiska	70
5.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem	81
5.3. Wody podziemne odpływające za składowiskiem i odcieki składowiskowe	91
6. Modelowanie zależności pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczeń i prognozowanie zmian jakości za pomocą sztucznych sieci neuronowych	102
6.1. Wody podziemne dopływające do składowiska	106
6.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem	114
6.3. Wody podziemne odpływające za składowiskiem i odcieki składowiskowe	123
Wnioski	135
Piśmiennictwo	138

1. Wstęp¹

Składowanie jest najbardziej rozpowszechnioną formą unieszkodliwiania odpadów komunalnych w Polsce. Tylko w 2007 r. ilość zdeponowanych odpadów wzrosła o 9 098 tysięcy ton [Ochrona Środowiska 2008], natomiast łączne nagromadzenie odpadów komunalnych na składowiskach jest trudne nawet do oszacowania. Stare składowiska, niezależnie od tego czy eksploatowane, czy już zamknięte, stanowią poważne, punktowe źródło zanieczyszczeń, ponieważ najczęściej były zakładane bez uszczelnień chroniących podłoże przed migracją zanieczyszczeń w postaci odcieków. Rekultywacja takich obiektów jest przedsięwzięciem kosztownym i trudnym do przeprowadzenia, stąd często ma miejsce w ograniczonym zakresie. Składniki wymywane z odpadów przenikają do podłoża, powodując w wodach podziemnych zmiany organoleptyczne oraz wzrost mineralizacji i twardości. Objawem zanieczyszczenia wód w sąsiedztwie składowiska jest wzrost zawartości wielu związków organicznych i nieorganicznych, makro- i mikroskładników oraz drobnoustrojów [Koda 2001; Macioszczyk, Mikołajków 2006; Szyszkowski 1998]. Proces wymywania zanieczyszczeń ze złoża odpadów może trwać nawet kilkadziesiąt lat [Lee i in. 2006; Mor i in. 2006; Srivastava, Ramanathan 2008; Thornton i in. 2005; Williams 2002; Zuquette i in. 2005].

Przedmiotem pracy była ocena składu oraz dynamiki zmian jakości wód podziemnych na terenach otaczających długotrwale eksploatowane, nieuszczelnione składowisko odpadów komunalnych. Innymi podjętymi problemami były wybór wskaźników najlepiej charakteryzujących stan środowiska wodnego na badanym terenie oraz określenie charakteru zmian tego środowiska, a także możliwości wykorzystania sztucznych sieci neuronowych do analizowania przebiegających procesów. Kwestie te – jak się wydaje, istotne – wynikają z konieczności wieloletniego, kosztownego monitorowania środowiska wodnego w otoczeniu wielu nieczynnych lub zamykanych składowisk odpadów, które nie mają uszczelnionego podłoża [Rozporządzenie... 2002].

¹ W pracy wykorzystano wyniki badań wykonanych w ramach projektów badawczych Nr 5 P06H 003 12 oraz N305 008 31/0360, finansowanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

2. Przegląd piśmiennictwa

W świetle obowiązujących przepisów odpady oznaczają każdą substancję lub przedmiot należący do jednej z kategorii określonych w załączniku nr 1 do ustawy o odpadach, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do ich pozbycia się jest obowiązany. Jednym z powszechnie wytwarzanych rodzajów są odpady komunalne: powstające w gospodarstwach domowych, a także nie zawierające związków niebezpiecznych, pochodzące od innych wytwórców odpadów, które ze względu na swój charakter lub skład są podobne do tych powstających w gospodarstwach domowych [Obwieszczenie... 2007].

Wytwarzane odpady komunalne mogą zawierać: papier (2–33%), tworzywa sztuczne (1–18%), szkło (nawet ponad 10%), metale (najczęściej kilka procent) i tekstylia (poniżej 5%). Dużą część składu morfologicznego stanowią odpady ulegające biodegradacji (od 20 nawet do 75%). Pozostałość stanowią odpady, które ze względu na rozdrobnienie i wymieszanie są trudne do zidentyfikowania (zazwyczaj od kilku do kilkunastu procent) [Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2006; Plan Gospodarki Odpadami Województwa Dolnośląskiego 2004; Skalmowski, Wolska 2006; van Loon, Duffy 2007; Westlake 1995; Williams 2002]. Badania prowadzone w krajach europejskich wykazują wpływ warunków życia mieszkańców na skład wytwarzanych odpadów. Wyraźne różnice pomiędzy składem morfologicznym odpadów komunalnych wytwarzanych w centrum i w dzielnicach podmiejskich Wiednia występowały przede wszystkim w odniesieniu do składników biologicznych, których najwięcej powstawało na terenach zabudowy jednorodzinnej (19,6%). W dzielnicach śródmiejskich odpady zawierały więcej papieru i tektury (44,8%), metali żelaznych (6,9%), tworzyw sztucznych (10,5%) i szkła (13,1%). Na terenie byłej RFN wskutek wprowadzenia systemu selektywnej zbiórki odpadów (w pierwszej połowie lat 80. XX w.) nastąpił spadek zawartości papieru (z 14,6 do 12,0%), szkła (z 11,6 do 9,2%) i metali żelaznych (z 3,5 do 2,8%). Odwrotna sytuacja miała miejsce na obszarze byłej NRD – poprawa warunków życia mieszkańców w latach 1985–1991 (zmiana systemu ogrzewania i poprawa poziomu konsumpcji) spowodowała obniżenie udziału tylko w przypadku frakcji drobnej (popiół – z 35,18 do 18,42%), wzrosła natomiast zawartość w odpadach komunalnych tworzyw sztucznych (z 3,01 do 6,01%), metali żelaznych (z 3,03 do 4,9%), szkła (z 8,84 do 12,45%) i opakowań wielomateriałowych (z 1,25 do 4,29%) [Bilitewski i in. 2006]. Analiza morfologiczna odpadów składowanych na terenie Indii wykazała niewielkie zawartości papieru, tworzyw sztucznych, szkła i metali (łącznie 16%) [Karthikeyan i in. 2007], natomiast stare szwedzkie składowiska odpadów komunalnych zawierały nawet ponad 20% papieru, do 10% tworzyw sztucznych i mniejsze ilości innych składników

(tekstylna, szkło, metale, odpady biodegradowalne) [Hogland i in. 2004], co potwierdza tezę o wpływie poziomu konsumpcji społeczeństwa na skład odpadów.

Wyniki badań składu chemicznego odpadów komunalnych wykazują, że może się w nich znaleźć nawet ponad $500 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. substancji organicznych, azot, fosfor, potas oraz metale ciężkie (głównie żelazo, cynk, ołów, chrom). Zawartość metali ciężkich sięga nawet 9–10%. Mogą występować w różnych formach: podatnej na wymywanie (np. Mn, Zn, Cd), utleniającej i stabilnej w warunkach beztlenowych (Cu, Cr) lub nierozpuszczalnej (Pb, Ni) [Prechthai i in. 2008]. Odczyn odpadów jest zbliżony do obojętnego (pH 6,8 do 7,8) [Pascual i in. 1997; van Loon, Duffy 2007]. W odpadach komunalnych mogą występować także niewielkie ilości chlorowanych pochodnych dioksyn i furanów, uwalnianych do środowiska w trakcie składowania lub przekształcania termicznego [Biłyk 2000; Gworek, Klimczak 2000]. Spalanie odpadów może powodować także emisję wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych [Rejman 1999].

Składowanie odpadów jest rozpowszechnioną formą ich unieszkodliwiania. Szczegółowe zasady lokalizacji, budowy, eksploatacji, zamknięcia i monitoringu różnych typów składowisk w krajach Unii Europejskiej zostały sprecyzowane w Dyrektywie 1999/31/WE w sprawie składowania odpadów [Manczarski 2003]. Ich polskie odpowiedniki znalazły miejsce w kilku aktach prawnych [Obwieszczenie... 2007; Obwieszczenie... 2008; Rozporządzenie... 2003]. Modernizacja konstrukcji składowisk polega głównie na minimalizowaniu ich potencjalnego wpływu na środowisko. Odbywa się to poprzez wybór odpowiedniej lokalizacji (poprzedzony badaniami podłoża), stosowanie złożonych systemów izolujących składowisko i odprowadzających w kontrolowany sposób powstające emisje, a także stały i systematyczny monitoring otaczającego środowiska [Rozporządzenie... 2002; Rozporządzenie... 2003]. Konstrukcje uszczelniające mogą być wykonywane z materiałów syntetycznych (geosyntetyki), mineralnych (wykładziny gruntowe o odpowiednich właściwościach – zagęszczalności, wodoprzepuszczalności, odkształcalności i wytrzymałości na ścinanie) oraz być ich połączeniem [Garbulewski 1998; Maślanka, Pielichowski 2006]. Prawidłowo wykonane uszczelnienie mineralne jest w stanie przez wiele lat zatrzymywać zanieczyszczenia wydostające się ze złoża odpadów. Badania warstwy uszczelniającej (miąższość 2,9 metra), wykonanej z gliny, po 14 latach eksploatacji składowiska wykazały, że najintensywniej migrujące zanieczyszczenia przesiąkły na głębokość 1,7 m (chlorki) [Lake, Rowe 2005]. Dlatego po ułożeniu warstw uszczelniających należy przeprowadzać okresowo kontrole ich stanu. Skuteczność zatrzymywania zanieczyszczeń można określać m.in. poprzez monitoring oporności elektrycznej [Kamura i in. 2005]. Przy wyborze lokalizacji (podłoża) zapewniającej bezpieczeństwo środowisku można wykorzystywać nowoczesne narzędzia, np. techniki GIS, pomagające w orientacji w terenie, ewidencji gruntów i budynków, rejestracji zmian w krajobrazie, tworzeniu trójwymiarowych modeli terenu i wyboru dogodnej lokalizacji obiektów [Mroczek-Lep, Garbulewski 2002].

Stale odpady komunalne, zawierające duże ilości substancji organicznych, po zdeponowaniu na składowisku zaczynają ulegać procesom biodegradacji. Przemiany te trwają wiele lat i są powiązane z fizykochemicznymi procesami rozkładu. W pierwszej fazie odpady ulegają hydrolizie i rozkładowi tlenowemu. W zależności od dostępu powietrza (tlenu) procesy te trwają od kilku dni do kilku tygodni. Mikroorganizmy

tlenowe rozkładają frakcję organiczną odpadów do prostych węglowodorów, ditlenku węgla i wody. Wydzielana energia powoduje wzrost temperatury do 70–90°C, ditlenek węgla i woda tworzą kwas węglowy, zakwaszający masę odpadów. W drugiej fazie rozkładu następuje hydroliza i fermentacja substancji organicznej. Zużycie tlenu i odcięcie dostępu powietrza powoduje zmianę warunków we wnętrzu składowiska. Zaczynają dominować inne mikroorganizmy, fakultatywne beztlenowce. Węglowodory, białka i tłuszcze w wyniku hydrolizy przekształcone zostają w cukry, a następnie w ditlenek węgla, wodór, amoniak i kwasy organiczne. Rozkład białek prowadzi do powstania amoniaku, kwasów karboksylowych i ditlenku węgla. Temperatura złoża w tej fazie wynosi 30–50°C. Trzecia faza rozkładu odpadów to acetogeneza. Powstałe w II fazie kwasy organiczne w warunkach beztlenowych, pod wpływem mikroorganizmów kwasowych, zostają przekształcone w kwas octowy, ditlenek węgla i wodór. Inne organizmy przekształcają węglowodory na kwas octowy przy dostępie ditlenku węgla i wodoru. W kolejnej fazie, metanogennej, utrzymują się warunki beztlenowe. Niska zawartość wodoru sprzyja rozwojowi bakterii metanowych, które wytwarzają ditlenek węgla i metan z kwasów organicznych i ich pochodnych, powstałych we wcześniejszej fazie. Drobnoustroje mogą także wytwarzać metan i wodę z wodoru i ditlenku węgla. W tej fazie mogą występować dwa rodzaje mikroorganizmów: bakterie mezofilne (aktywne w temperaturze 30–35°C) i bakterie termofilne (45–65°C). Wraz ze zużyciem kwasów rośnie odczyn rozkładanej masy (do pH 7–8). Ostatnią fazą rozkładu odpadów jest utlenianie. Rozpoczyna się dopiero wtedy, kiedy kwasy organiczne zostaną zużyte do produkcji metanu i ditlenku węgla. Nowe mikroorganizmy tlenowe powoli zastępują formy beztlenowe, wówczas warunki zmieniają się na tlenowe. Mikroorganizmy tlenowe przekształcają resztki metanu na ditlenek węgla i wodę [Błaszczuk 2007; Jędrzak 2007; Williams 2002]. Podobny efekt można uzyskać wcześniej, przykrywając złożo odpadów warstwą kompostu. W procesie mikrobiologicznego utleniania może zostać rozłożony nawet 1 m³ gazu·m⁻²·d [Humer, Lechner 2001]. Zastosowanie napowietrzania w fazie metanowej może przyspieszyć stabilizację złoża odpadów i zmniejszenie ilości powstających zanieczyszczeń. Natomiast wcześniejsze napowietrzanie (w fazie acetogenezy) nie przyspiesza stabilizacji, może jedynie obniżyć zawartość CO₂ w powstającym biogazie [Vavilin i in. 2006; Zieleniewska-Jastrzębska i in. 2004]. Intensyfikację procesów rozkładu i wzrost ilości wytwarzanego biogazu można także uzyskać, składowając osady ściekowe razem z odpadami komunalnymi [Rintala, Järvinen 1996].

Przemiany zachodzące we wnętrzu składowiska prowadzą do zmiany objętości odpadów i osiadania składowiska. Zjawiska te są najintensywniejsze w pierwszych 4–6 miesiącach składowania odpadów, po roku następuje względna stabilizacja. Wyraźne zmniejszenie wielkości osiadania można uzyskać, zagęszczając poszczególne warstwy odpadów [Sienkiewicz 1999].

Zanieczyszczenie powietrza w pobliżu składowiska odpadów komunalnych to nie tylko wydostające się z jego wnętrza gazy, ale także unoszone z powierzchni pyły i aerozole. Za ich pośrednictwem mogą być przenoszone metale ciężkie i mikroorganizmy, zwłaszcza zgodnie z kierunkiem przeważających wiatrów. Badania Hrška i wsp. wykazały zwiększenie się ilości pyłu zawieszonego i metali ciężkich w powietrzu przy dobrych warunkach pogodowych (brak wiatru). Zawartości ołowiu i kadmu w powietrzu zmieniały się w podobny sposób, co wskazywało na wspólne pochodzenie.

Jednocześnie ze wzrostem temperatury powietrza rosła zawartość parującej z odpadów rtęci, dochodząc do wartości przekraczających dopuszczalne granice [Hršak i in. 2001]. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne powietrza w rejonie składowisk odpadów wiążą się z obecnością promieniowców, bakterii i grzybów. Badania prowadzone przez Barabasz i wsp. na składowiskach odpadów komunalnych z terenu Małopolski wykazały występowanie w powietrzu wielu drobnoustrojów o zmiennym składzie biocenotycznym. Ilość mikroorganizmów zmieniała się w zależności od odległości od składowiska, kierunku wiejących wiatrów, warunków atmosferycznych i natężenia ruchu samochodowego. W trakcie badań najczęściej przekraczane były normy dotyczące zawartości promieniowców. Znacznie mniej przypadków dotyczyło przekroczenia dopuszczalnej ilości bakterii i grzybów. Wśród wyizolowanych drobnoustrojów występowały zarówno gatunki typowe dla środowiska wiejskiego, jak i mikroorganizmy charakterystyczne dla zanieczyszczonych obszarów wielkomiejskich. Stwierdzono okresowe pojawianie się chorobotwórczych bakterii z rodzaju *Staphylococcus* oraz obecność wielu gatunków grzybów toksynotwórczych z rodzajów: *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Penicillium* i *Trichothecium* [Barabasz i in. 1999, 2002]. Badania przeprowadzone na terenie składowiska Maślice we Wrocławiu [Traczewska, Karpińska-Smulikowska 2000] wykazały brak wpływu tego obiektu na ogólną liczbę bakterii mezofilnych i niewielki wpływ na ilość promieniowców w powietrzu. Obecność gronkowców stwierdzano jedynie w bezpośrednim otoczeniu. Największe oddziaływanie odnotowano w przypadku grzybów pleśniowych i bakterii *Pseudomonas fluorescens*, które występowały nawet w odległości do 1000 m. Za mikroorganizmy wskaźnikowe, które należałoby badać w celu ustalenia skali i zasięgu zanieczyszczeń mikrobiologicznych, uznano m.in. bakterie z rodziny *Enterobacteriaceae*, bakterie hemolizujące, grzyby drożdżowe i drożdżopodobne [Kaźmierczuk, Kalisz 2001].

Emisje pyłowe mogą spowodować zanieczyszczenie metalami ciężkimi gleb w otoczeniu składowiska (głównie w bezpośrednim sąsiedztwie i na kierunku przeważających wiatrów). Substancje organiczne zawarte w odpadach mogą wpłynąć na wzrost zawartości węgla organicznego, natomiast obecność związków wapnia (gruz budowlany, osady ściekowe) – na wzrost odczynu gleb [Niedźwiecki i in. 2007]. Podwyższone zawartości metali ciężkich (Cu, Cr, Zn, Pb) w glebach otoczenia składowisk odpadów komunalnych stwierdzono głównie w warstwie 0–30 cm. Występowały przede wszystkim w formie związków stabilnych chemicznie i nieaktywnych biologicznie, tylko niewielka część była dostępna dla roślin [Rosik-Dulewska, Karwaczyńska 2001]. Rośliny w bezpośrednim otoczeniu składowiska odpadów komunalnych narażone są na opad zanieczyszczeń w postaci pyłów oraz na pobieranie ich z gleby przez system korzeniowy. Badania prowadzone na terenie otaczającym składowisko Maślice we Wrocławiu nie wykazały podwyższonego poziomu zanieczyszczeń metalami ciężkimi pomimo kwaśnego odczynu gleb, sprzyjającego przechodzeniu metali w formy rozpuszczalne dostępne dla roślin [Szymańska-Pulikowska 2000].

Prześląkanie wody przez złoża odpadów powoduje wymywanie zawieszonych i rozpuszczonych składników, substancji powstających w trakcie rozkładu odpadów oraz rozmaitych mikroorganizmów. Tworzą się w ten sposób odcieki składowiskowe. Ich skład zależy m.in. od różnorodności i składu odpadów, stopnia rozkładu, zawartości wody i sposobu eksploatacji składowiska. Odcieki powstające w fazie acetogenezy

cechuje odczyn kwaśny do obojętnego, wysoka zawartość substancji organicznych i azotu amonowego. Obecność kwasów organicznych zwiększa rozpuszczalność metali w odciekach. Wysoka wartość współczynnika $BZT_5/ChZT_{(Cr)}$ wskazuje na obecność łatwo podlegających biodegradacji substancji organicznych. W czasie fazy metanogennej odczyn odcieków jest obojętny do zasadowego (kwasy organiczne zostają rozłożone do metanu i ditlenku węgla), wiąże się z tym także zmniejszenie zawartości węgla organicznego. Jony metali są nadal wymywane z odpadów, jednak zmiana odczynu powoduje ich mniejszą rozpuszczalność i obniżenie stężeń w odciekach. Zawartość azotu amonowego obniża się powoli, lecz pozostaje na wysokim poziomie. Maleje także wartość współczynnika $BZT_5/ChZT_{(Cr)}$. Poza wymienionymi wskaźnikami zanieczyszczeń odcieki mogą zawierać szeroką gamę innych składników, łącznie z metalami ciężkimi, dioksynami i furanami [Janowska, Szymański 1999; Öman, Junestedt 2008; Westlake 1995; Williams 2002]. Metale ciężkie w odciekach występują głównie w formie jonów metalicznych, wodorotlenków lub połączeń kompleksowych [Szymański 1987]. Wiele substancji zawartych w odciekach może oddziaływać toksycznie, stąd do ich badania wykorzystuje się testy na żywych organizmach [Osaki i in. 2006]. Do związków obserwowanych w odciekach składowiskowych zalicza się także halogenowane związki alifatyczne, benzen i pochodne, fenol i pochodne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, pestycydy, polichlorowane bifenyle [Chelmiński 2002; Kulikowska, Klimiuk 2008; Öman, Junestedt 2008; Świdarska-Bróz 1993].

Badania właściwości fizykochemicznych odcieków powstających na złożach doświadczalnych wykazują dużą rozpiętość uzyskiwanych wyników. Przy niskich opadach atmosferycznych wartości wskaźników zanieczyszczeń są zdecydowanie wyższe od stwierdzanych przy większych ilościach wody dostającej się do wnętrza składowiska. Zróżnicowanie wykazały także badania odcieków pobieranych z różnych głębokości złoża odpadów. Najwyższe wartości odczynu, przewodności elektrolitycznej, wskaźników tlenowych (BZT_5 i $ChZT_{(Cr)}$) oraz stężenia chlorków, azotu azotanowego i amonowego występowały w próbach pobieranych z dolnej części złoża. Natomiast najwyższe zawartości metali ciężkich stwierdzano w odciekach pobieranych pośrodku wysokości złoża odpadów [Hogland i in. 2004].

Głównymi czynnikami wpływającymi na ilość odcieków składowiskowych (oprócz wody dostarczanej przez opady atmosferyczne i zgromadzonej w odpadach) są: technika składowania odpadów oraz wiek składowiska. Układanie odpadów w cienkich warstwach, homogenizacja, rozdrabnianie i silne zagęszczanie prowadzą do wyraźnego zmniejszenia objętości odcieków [Stępnik 2000; Szyc 2003]. W zależności od ilości opadów atmosferycznych infiltrowuje w głąb złoża odpadów przeważnie 15–25% opadu, pozostała część podlega parowaniu lub spływowi powierzchniowemu [Kempa 1983]. Opóźnienie pomiędzy opadem a powstaniem odcieków może wynosić 1–2 miesiące [Bendz i in. 1997]. Wiek składowiska w mniejszym stopniu wpływa na ilość odcieków, zauważa się jednak, że na młodych składowiskach jest ona mniejsza niż na starych, ponieważ początkowo pewna część wody zostaje wchłonięta przez odpady, a z wiekiem składowiska i stabilizacją substancji organicznych maleje zdolność retencji złoża [Szyc 2003]. Przy projektowaniu systemów drenażu składowiska przyjmuje się, że z opadów atmosferycznych powstaje $0,01\text{--}0,1 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{ha}$, co łącznie z wodami

odpadowymi i powstającymi w wyniku ich rozkładu biochemicznego daje 1,5–8,5 m³·dobę⁻¹·ha odcieków, przy przeciętnych opadach w zakresie 500–850 mm·rok⁻¹ [Łuniewski 2000].

W celu określenia możliwości zanieczyszczenia środowiska przez odcieki z różnych składowisk odpadów wprowadzono pojęcie wskaźnika zanieczyszczenia odcieków [Kumar, Alappat 2005]. Spośród 50 najczęściej badanych parametrów określających skład jakościowy odcieków składowiskowych wytypowano 18 mających potencjalnie największy wpływ na środowisko oraz oceniono ich znaczenie w skali 1–5. Na podstawie oceny znaczenia wybranych parametrów określono ich wagi (w_i), których suma wynosi 1. Kolejnym krokiem było wykreślenie krzywych przedstawiających siłę oddziaływania poszczególnych zmiennych (parametrów zanieczyszczenia) na środowisko. Na osi odciętych przedstawiano najczęściej stwierdzane w trakcie badań odcieków zakresy stężeń, którym przyporządkowano ocenę w skali 5–100, określając w ten sposób indywidualny wskaźnik zanieczyszczenia (p_i). Łączną ocenę wybranych parametrów przedstawiono w postaci wskaźnika zanieczyszczenia odcieków *LPI* (Leachate Pollution Index):

$$LPI = \sum_{i=1}^n w_i p_i$$

gdzie:

LPI – wskaźnik zanieczyszczenia odcieków,

w_i – waga *i*-tego parametru,

p_i – indywidualny wskaźnik,

n – ilość badanych zmiennych (dla 18 $\sum_{i=1}^n w_i = 1$).

Jeżeli nie jest możliwe wykonanie lub zebranie wyników oznaczeń wymaganych 18 parametrów w odciekach, można korzystać ze wzoru:

$$LPI = \frac{\sum_{i=1}^m w_i p_i}{\sum_{i=1}^m w_i}$$

gdzie:

m – ilość badanych zmiennych (dla $m < 18$ $\sum_{i=1}^m w_i < 1$).

Ze względu na właściwości odcieków składowiskowych nie mogą one być odprowadzane bezpośrednio do wód lub do ziemi [Rozporządzenie... 2003]. Unieszkodliwienie odcieków może polegać na recykulacji lub zastosowaniu różnych technologii oczyszczania mechanicznego, biologicznego, chemicznego i fizyczno-chemicznego (pojedynczo lub w różnych kombinacjach). W oczyszczaniu mechanicznym odcieków można zastosować napowietrzanie i ultradźwięki [Szyc 2003; Wang i in. 1997].

Oczyszczanie biologiczne (w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych) często wymaga zastosowania dodatkowo np. oczyszczania chemicznego [Szyk 2003]. Użycie metod tlenowych pozwala na obniżenie zawartości substancji organicznych [Bloor, Banks 2006], jednak w przypadku bardzo zanieczyszczonych odcieków zmiany nie są wystarczające. Nitrifikacja odcieków powoduje obniżenie zawartości azotu w formie amonowej i azotynowej. Mogą pojawić się wówczas wysokie stężenia azotanów [Koc-Jurczyk, Jurczyk 2007b]. Oczyszczanie biologiczne nie powoduje wyraźnej redukcji zawartości metali ciężkich. Zastosowanie dodatkowo pogłębionego utleniania (reakcja Fentona) może dać lepsze efekty, ale wymaga dokładnego określenia proporcji $Fe^{2+}:H_2O_2$ [Koc-Jurczyk, Jurczyk 2007a]. Oczyszczanie tlenowe zwiększa odporność żywych organizmów na substancje zawarte w odciekach [Bloor, Banks 2006; Khattabi i in. 2006]. Natomiast beztlenowe może być prowadzone w komorach fermentacyjnych lub na beztlenowych złożach filtracyjnych. Zalecane jest szczególnie przy wahaniami składu dopływających odcieków. Stosowanie procesów fermentacji pozwala nawet na 92–99% eliminację ChZT [Szyk 2003]. Do usuwania metali ciężkich można wykorzystać zjawisko redukcji siarczanów i wytrącania nierozpuszczalnych siarczków, wspomagane adsorpcją w materiale organicznym [Sivula i in. 2007].

Pośród metod oczyszczania chemicznego odcieków składowiskowych najczęściej wymienia się chemiczne strącanie osadów, koagulację i utlenianie [van Loon, Duffy 2007]. Procesy strącania i koagulacji powodują odbarwienie odcieków i usunięcie części zanieczyszczeń, jednak nie na tyle, aby można było je uznać za wystarczające [Szyk 2003]. Lepsze efekty daje strącanie metali ciężkich w wodach zanieczyszczonych odciekami, np. w postaci węglanów lub ich adsorpcja na powierzchni cząsteczek złożonych z wytrąconych węglanów [Ettler i in. 2006b; Kowal, Świdarska-Bróz 2007]. Utlenianie zanieczyszczeń zawartych w odciekach może odbywać się za pomocą chloru, chloranu(III) wapnia, manganianu(VII) potasu lub odczynnika Fentona. Najczęściej stosuje się utlenianie połączone z koagulacją, promieniowaniem UV oraz elektrotlenianie. Metody te dają dość wysoką eliminację zanieczyszczeń organicznych, wyrażonych jako ChZT. Zaleca się wówczas dalsze doczyszczanie metodami biologicznymi [Naumczyk i in. 2006, Szyk 2003; Kowal, Świdarska-Bróz 2007].

Oczyszczanie fizyczno-chemiczne odcieków polega najczęściej na odpędzaniu amoniaku, adsorpcji na węglu aktywnym, wymianie jonowej i odwróconej osmozie. Metody te dają zadowalające efekty oczyszczania, łączą się jednak z wysokimi nakładami, co może ograniczać ich stosowanie [Szyk 2003]. Szczególne zainteresowanie badaczy wywołuje odwrócona osmoza, która pozwala na uzyskanie produktu końcowego w postaci praktycznie czystej wody (98–99% redukcji zanieczyszczeń) oraz koncentratu, który po odparowaniu może być usunięty na składowisko lub zestalony [Fangyue i in. 2008, Liu i in. 2008, Szpadt 2006].

Wymienione wcześniej metody można łączyć w wielostopniowe układy oczyszczania odcieków. Układ może składać się np. z instalacji: oczyszczania biologicznego (zakończonych ultrafiltracją), odwróconej osmozy, odparowania uwodnionego koncentratu, osuszania i granulowania koncentratu. Instalacje takie spełniają wymagania dotyczące odprowadzania oczyszczonych substancji do odbiornika [Stepniak 1999].

Prostą metodą oczyszczania odcieków jest recyrkulacja – rozprowadzanie na powierzchni składowiska przez rozlewanie lub deszczowanie. Zabieg taki nie wymaga

dużych nakładów, pozwala natomiast na zmniejszenie ilości odcieków, poprawia ich skład oraz przyspiesza przebieg procesów rozkładu, a tym samym tempo produkcji gazu składowiskowego. Można go stosować wyłącznie na składowiskach o prawidłowo uszczelnionym podłożu [Reinhart 1996; Reinhart, Al-Yousfi 1996; Szyk 2003]. Efekty recyrkulacji odcieków w okresie pierwszych 2–3 lat nie są znaczące, trudno wtedy jednoznacznie oddzielić wpływ tego procesu od innych czynników (wieku składowiska, właściwości odpadów, warunków lokalnych i stopnia rozłożenia odpadów) [Sormunen i in. 2008]. Badania prowadzone nad recyrkulacją odcieków w bioreaktorze, w którym odpady podlegały rozkładowi beztlenowemu (jak na składowisku), wykazały bardzo wysoką eliminację BZT₅ (99%), ChZT (88%), węgla organicznego i amoniaku (ponad 80%). Metale ciężkie były unieruchomione w pozostałościach po procesie rozkładu, co spowodowało wyraźne obniżenie ich zawartości w odciekach [Karthikeyan i in. 2007].

Porównanie efektów oczyszczania biologicznego (tlenowego), napowietrzania (ze zmianą odczynu), adsorpcji na węglu aktywnym, koagulacji-flokulacji i utleniania odcieków ze składowiska odpadów przemysłowych wykazało, że najlepszą metodą jest utlenianie (odcz. Fentona) oraz koagulacja połączona z flokulacją. Oczyszczanie biologiczne zwiększyło przeżywalność organizmów wskaźnikowych, a napowietrzanie przy pH = 11 zmniejszyło głównie zawartość amoniaku. Adsorpcji na węglu aktywnym uległo 40% związków organicznych. Natomiast żadna z metod nie okazała się wystarczająca do oczyszczania badanych odcieków [Žgajnar Gotvajn i in. 2009]. Ważnym zagadnieniem jest także skuteczność usuwania patogenów z odcieków. Porównanie sterylizacji wapnem palonym, mikrofalami, ultradźwiękami i stabilizacji w glebie dowiodło pełnej skuteczności dwóch pierwszych metod. Ultradźwięki niszczyły 70% patogenów, stabilizacja w glebie była procesem długotrwałym i najmniej efektywnym [Graczyk i in. 2007]. Ocena rezultatów i kosztów zastosowania różnych kombinacji fermentacji metanowej, recyrkulacji (od jednego do czterech cykli), oczyszczania chemicznego lub biologicznego odcieków udowodniły, że najlepszym rozwiązaniem jest układ złożony z: reaktora fermentacji metanowej (optymalny czas przetrzymania 6 dni), recyrkulacji (3 cykle) i stawu napowietrzanego [Gupta, Singh 2007].

Dopływ zanieczyszczeń w postaci odcieków składowiskowych powoduje zakłócenie naturalnych procesów, kształtujących skład wód podziemnych: zasilania infiltracyjnego, wpływu roślinności i ewapotranspiracji, procesów zachodzących w glebie i strefie aeracji (wietrzenie chemiczne minerałów, rozpuszczanie, biodegradacja, utlenianie, redukcja, wymiana jonowa), procesów zachodzących w strefie saturacji (utlenianie, redukcja, sorpcja, procesy membranowe, mieszanie) oraz warunków hydrogeologicznych [Dobrzyński 2006]. Wielkość zasilania infiltracyjnego zależy od przepuszczalności gleb i skał (odbywa się w obrębie skał przepuszczalnych), urzeźbienia terenu, temperatury, niedosytu wilgotności powietrza, stopnia i rodzaju pokrycia terenu szatą roślinną, nasycenia wodą środowiska skalnego, zdolności gruntu do przemarzania, działalności gospodarczej człowieka (zwłaszcza rolniczej). Spośród wód występujących w strefie saturacji na zanieczyszczenie najbardziej narażone są wody przypowierzchniowe (występujące najpłycej pod powierzchnią terenu) i wody gruntowe (oddzielone od powierzchni terenu strefą aeracji) [Barczyk 2006; Krogulec 2006]. Składowiska odpadów komunalnych stanowią punktowe źródła zanieczyszczeń. Przemieszczanie się cząstek zanieczyszczeń w wodach podziemnych ich podłoża jest głównie wypadkową przenoszenia

dyfuzyjnego, adwekcyjnego, dyspersji hydrodynamicznej, sorpcji, biodegradacji [Kowalski 1998; Małecki 2006; Rup 2006]. Ważną cechą, określającą możliwość degradacji wód podziemnych, jest ich podatność na zanieczyszczenie. Jest to naturalna właściwość środowiska przyrodniczego, określająca ryzyko migracji z powierzchni ziemi do poziomu wodonośnego substancji szkodliwych pochodzenia antropogenicznego. Wyróżniono podatność naturalną (zależną od właściwości hydrogeologicznych systemu wodonośnego) oraz specyficzną (uwzględniającą także rodzaj substancji zanieczyszczającej, jej ładunek, czas oddziaływania oraz związany z nim charakter przestrzenny ogniska zanieczyszczeń) [Krogulec 2004].

Najczęściej stwierdzane objawy zanieczyszczenia wód podziemnych przez składowiska odpadów komunalnych to wzrost mineralizacji, twardości i utlenialności wody, zmiany organoleptyczne, obecność CO_2 , CH_4 , H_2S , NH_3 , NH_4^+ , S^{2-} , Cl^- , Fe^{+2} , kwasów organicznych, aldehydów, alkoholi, związków fosforu, wzrost wartości BZT, ChZT, obecność licznych bakterii. Do mikroskładników pochodzących z rozkładu substancji organicznych oraz domieszek odpadów i ścieków przemysłowych można zaliczyć: B, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn ponadto Ag, As, Ba, Be, Bi, Br, F, Ge, In, lantanowce, Li, Mo, Tl [Koda 2000; Macioszczyk, Mikołajków 2006; Szyszkowski 1998]. W zależności od warunków geologicznych strefa zanieczyszczenia może sięgać od 20 do nawet ponad 40 metrów w głąb gruntu [Mor i in. 2006, Thornton i in. 2005]. Poziomy zasięg rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń może być wielokrotnie większy. Najwyższe stężenia badanych wskaźników stwierdzano w bezpośrednim sąsiedztwie składowiska, aż do 200–250 metrów (w kierunku przepływu wód podziemnych) [Williams 2002]. Mogą one sięgać nawet do 1–2 kilometrów. Proces wymywania zanieczyszczeń ze składowiska może trwać kilkadziesiąt lat [Lee i in. 2006; Srivastava, Ramanathan 2008; Zuquette i in. 2005].

Stwierdzenie, czy w otoczeniu składowiska występuje możliwość zanieczyszczenia wód podziemnych, jest możliwe po podjęciu badań obserwacyjnych. Monitoring wód podziemnych ma na celu głównie rozpoznanie naturalnych i antropogenicznych procesów kształtujących zasoby i jakość wód podziemnych, ocenę ich stanu i ilości, zmian następujących w czasie i przestrzeni oraz rozpoznanie występujących zagrożeń [Macioszczyk 2006]. Do oceny jakości wód wykorzystuje się tzw. wskaźniki zanieczyszczenia, czyli dokładnie rozpoznane, pojedyncze substancje, których stężenie wzrosło w wyniku pojawienia się zanieczyszczenia wody [Macioszczyk, Mikołajków 2006]. Przyglądanie się zanieczyszczeniom wód podziemnych może obejmować także badanie zawartości specyficznych substancji antropogenicznych (pestycydów, plastyfikatorów, farmaceutyków i in.), które mogą okazać się przydatnymi markerami [Heim i in. 2004]. Zasady monitoringu środowiska w otoczeniu różnych typów składowisk odpadów zostały szczegółowo przedstawione w rozporządzeniu Ministra Środowiska [Rozporządzenie... 2002]. Ustalono w nim, które elementy środowiska mają być obserwowane (wody podziemne, powierzchniowe, odcieki składowiskowe oraz gaz składowiskowy), dla każdego z nich określono zakres badań. Monitoring należy prowadzić od wyboru lokalizacji (faza przedekspluatacyjna), poprzez cały okres użytkowania składowiska i 30 lat po jego zamknięciu.

Wody powierzchniowe w otoczeniu składowisk odpadów komunalnych rzadziej są narażone na bezpośrednie zanieczyszczenie, następujące wskutek kontaktu z odpadami

lub odciekami. Znacznie częściej emisje składowiskowe mogą być przenoszone przez strumień wód podziemnych do zbiornika lub ciekę, który na danym terenie ma charakter drenujący. Bezpośredni dopływ odcieków składowiskowych do przepływającego w pobliżu strumienia stwierdzono m.in. w pobliżu składowiska odpadów komunalnych Dolni Chabry (Praga). W badanych wodach występowały podwyższone zawartości azotu amonowego i azotanowego, sodu, potasu, wapnia, magnezu, chlorków i siarczanów. Nie zaobserwowano natomiast wzrostu zanieczyszczenia strumienia metalami ciężkimi. Wynikało to z przebiegających procesów unieruchamiania metali (wytrącania węglanów, wodorotlenków oraz wiązania przez substancje organiczne występujące w osadach dennych). Procesy te powodowały wyraźne obniżanie stężeń metali w wodach ciekę na odcinku 200 metrów poniżej miejsca odprowadzania odcieków składowiskowych [Ettler i in. 2006a, 2008]. W badaniach wpływu składowiska odpadów komunalnych Maślice we Wrocławiu na jakość wód rzeki Odry, tylko w przypadku pojedynczych wskaźników zanieczyszczeń, stwierdzono możliwość takiego oddziaływania. Wynikało to głównie z dużej objętości przepływu wód rzeki, powodującej rozcieńczenie dopływających zanieczyszczeń [Szymańska-Pulikowska 2004b]. Poza badaniami właściwości fizyczno-chemicznych do obserwacji odcieków mieszających się z wodami powierzchniowymi w pobliżu miejsc składowania odpadów można wykorzystać zjawisko fluorescencji niektórych związków organicznych. Dodatkową zaletą takich badań jest możliwość wykonania ich w terenie [Baker 2005]. Cieki i zbiorniki wód powierzchniowych w sąsiedztwie składowisk odpadów komunalnych także powinny być objęte monitoringiem.

Przywrócenie zanieczyszczonego środowiska do naturalnego stanu jest problemem trudnym i kosztownym, stąd często składowiska pozostawia się bez jakiegokolwiek zabezpieczenia. Grunty i wody podziemne wymagają zastosowania wielu zabiegów ograniczających rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń (budowa przesłon, barier hydraulicznych, stabilizacja bryły składowiska) oraz służących poprawie jakości środowiska (przemywanie, ekstrakcja, utlenianie i redukcja) [Chełmicki 2002; Wood 2001]. Duże znaczenie w rekultywacji ma roślinność, pokrywająca powierzchnię składowiska i otaczającego terenu. Dobór odpowiednich gatunków może ograniczyć ilość powstających odcieków i metanu oraz zakumulować część zanieczyszczeń [Venkatraman, Ashwath 2007]. Często sama natura podpowiada rozwiązania i najlepsze w rekultywacji okazują się rośliny pospolite, samorzutnie pojawiające się na zdegradowanych terenach (trawy, rośliny komosowate) [Pachuta, Koda 2001; Porębska, Ostrowska 1999; Żakowicz i in. 2001]. W celu poprawy właściwości podłoża, na które wprowadzamy roślinność, można zastosować osady z komunalnych oczyszczalni ścieków, zwracając jednak uwagę na dawkowanie, bowiem stosowane w nadmiarze powodują wzrost zasolenia okrywy składowiska [Kiryłuk, Łukowski 2001; Wiater, Kiryłuk 2001].

W literaturze naukowej opisywane są próby modelowania zjawisk zachodzących zarówno we wnętrzu samego składowiska, jak i w jego sąsiedztwie. Modelowanie matematyczne zmian składu odcieków z dwóch kwater składowiska Odayeri (Istambuł, Turcja) przeprowadzono przy użyciu programu MATLAB[®]. Ocieki z obydwu kwater były odprowadzane przez system drenarski do zbiorników. Na powierzchni jednej kwatery stosowano recyrkulację odcieków, druga była obiektem kontrolnym. W ciągu 920 dni badano związek pomiędzy właściwościami chemicznymi odcieków a wiekiem

składowiska. Zmiany właściwości odcieków były ściśle związane z fazami rozkładu odpadów, natomiast recyrkulacja odcieków spowodowała niewielką poprawę ich jakości w porównaniu z kwaterą bez recyrkulacji [Ozkaya i in. 2006].

Obiektem zainteresowania badaczy są nierzadko procesy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w gruncie. Próby modelowania dotyczą zarówno wylewisk ścieków komunalnych, jak i składowisk odpadów stałych. Trójwymiarowy model, opracowany w oparciu o metodę elementów skończonych, pozwolił na symulację położenia i zmienności zwierciadła wód podziemnych oraz rozkładu stężeń zanieczyszczeń na obszarze otaczającym wylewisko ścieków. Zgodność modelu ze stanem rzeczywistym umożliwiła także prognozowanie wpływu wylewiska na środowisko w późniejszym czasie [Fic, Ślesicki 2001].

Próby modelowania wpływu odcieków na jakość wód podziemnych podjęto dla składowiska odpadów komunalnych Patrasu (w Grecji). Prace miały na celu określenie możliwości transportu zanieczyszczeń do położonego poniżej zbiornika wód podziemnych, stanowiącego źródło zaopatrzenia miasta w wodę. Rezultaty badań wykazały, że skala zanieczyszczenia wód podziemnych zależy głównie od warunków hydrogeologicznych podłoża, objętości wody dopływającej do zbiornika i ilości dopływających zanieczyszczeń. Konieczne było znaczące ograniczenie ilości odcieków odpływających do podłoża składowiska [Papadopoulou i in. 2007].

Modelowanie przeprowadzono także w celu określenia wpływu składowiska odpadów powstałych w wyniku wydobywania rud chromu na jakość wód podziemnych [Tiwary i in. 2005]. Stwierdzono, że – pomimo zgromadzenia ok. 7,6 mln ton odpadów – przepływ zanieczyszczeń może następować głównie do pierwszego poziomu wodonośnego, położonego na głębokości 10 metrów, w czasie 10 lat (ze względu na niską przepuszczalność wierzchnich warstw gruntu). Zanieczyszczenie wód podziemnych przez ocieki ze składowiska Brock West (zarządzanego przez władze miejskie Toronto) modelowano za pomocą programu SUTRA, przeznaczonego dla ośrodków niejednorodnych, anizotropowych, o stałych lub zmiennych warunkach, przy przepływie zanieczyszczeń w strefie saturacyjnej lub aeracyjnej i saturacyjnej. Wskaźnikiem zanieczyszczenia wód była zawartość chlorków. Wyniki symulacji dowiodły, że bez działań remediacyjnych zanieczyszczenie wód podziemnych może utrzymywać się przez ok. 35 lat. Po zastosowaniu studni ekstrakcyjnych większość zanieczyszczeń powinna zostać usunięta w ciągu 10 lat [Tsanis 2006]. W pracy Aivalioti i Karatzasa [2006] symulację przepływu zanieczyszczonych wód podziemnych przeprowadzono przy użyciu trzech modeli: jednowymiarowego przepływu wód i transportu zanieczyszczeń w strefie aeracji (Pesticide Root Zone Model – PRZM-3), systemu Geographical Information System (GIS) Argus ONE oraz trójwymiarowego przepływu wód i transportu zanieczyszczeń Princeton Transport Code (PTC). Czas symulacji wynosił 20 i 30 lat. Badania wykazały, że ocieki z obserwowanego składowiska (w Amari na Krecie) mogą powodować najwyżej krótkotrwałe zanieczyszczenie wód podziemnych na przyległych terenach [Aivalioti, Karatzas 2006]. Matematyczny model do przewidywania ilości i jakości odcieków, bazujący na równaniach przepływu i transportu zanieczyszczeń w gruncie, przedstawiono także w innej pracy [Lu 1996]. Połączenie modelowania geofizycznego, statystycznego i chemicznego zastosowano w celu zidentyfikowania dróg rozprzestrzeniania się odcieków ze składowiska w środkowo-wschodniej Szwecji [Olofsson i in. 2006]. Udało się

w ten sposób wyjaśnić problem rosnącego zasolenia wód podziemnych, którego źródłem były odcieki ze składowiska, przeprowadzone badania natomiast nie wystarczyły do określenia całkowitej ilości przesiąkających zanieczyszczeń.

Modele wykorzystywane do symulacji przepływu wód podziemnych oraz transportu zanieczyszczeń mogą posłużyć do wyboru sposobu remediacji terenu. W przypadku niekontrolowanego brazylijskiego składowiska Poços de Caldas należało określić jego oddziaływanie na środowisko oraz wybrać najskuteczniejszy sposób ochrony terenu, który w krótkim czasie (poniżej 3 miesięcy) pozwoli uniknąć zanieczyszczenia wód pobliskiej rzeki, będącej źródłem zaopatrzenia w wodę. Rozpatrywano następujące możliwości: pionowe bariery, przykrycie składowiska, usunięcie odpadów, studnie ekstrakcyjne. Uznano, że rozwiązaniami dającymi najlepsze efekty będą: usunięcie odpadów (źródła zanieczyszczenia) oraz studnie ekstrakcyjne (usuwanie emitowanych zanieczyszczeń). Ze względów organizacyjnych i ekonomicznych wybrano ostatecznie budowę studni [Zuquette i in. 2005].

Przedstawione przykłady świadczą o tym, że najczęściej podejmuje się próby określenia dróg i zasięgu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń składowiskowych w środowisku, co wynika z istniejącego na danym terenie zainteresowania władz, mieszkańców i badaczy. Mniej jest przykładów opracowań, w których autorzy dążą do określenia charakteru zmian właściwości środowiska, szczególnie następujących w dłuższym czasie. Obowiązek prowadzenia monitoringu składowiska odpadów komunalnych przez 30 lat od jego zamknięcia został w Polsce wprowadzony stosunkowo niedawno, stąd trudno stwierdzić, czy jest to czas wystarczający, aby środowisko powróciło do wcześniejszego stanu, i czy wymienione w Rozporządzeniu [2002] wskaźniki zanieczyszczenia wód podziemnych i odcieków składowiskowych (odczyn, przewodność elektrolityczna właściwa, ogólny węgiel organiczny, Cu, Zn, Pb, Cd, Cr⁺⁶, Hg, suma wielopierścieniowych węglowodorów organicznych) pozwalają na pełną ocenę sytuacji. Dlatego w niniejszej pracy spróbowano wybrać dodatkowe parametry, charakteryzujące stan środowiska wodnego.

3. Cel pracy, charakterystyka obiektu badawczego, zakres i metodyka badań

3.1 Cel pracy

Doniesienia literaturowe wykazują, że najczęściej badanymi zagadnieniami dotyczącymi oddziaływania składowisk odpadów komunalnych na środowisko wodne są kierunek i zasięg rozprzestrzeniających się zanieczyszczeń. Mniejsza liczba prac dotyczy problemów długookresowych zmian właściwości wód podziemnych i odcieków składowiskowych w trakcie eksploatacji składowiska i po jego zamknięciu, ponieważ wymagają one przeprowadzenia długotrwałych (kilkunasto- lub nawet kilkudziesięcioletnich) badań. Określenie zmian składu chemicznego wód podziemnych i odcieków składowiskowych często bywa też utrudnione ze względu na interakcje procesów przebiegających w różnych strefach składowiska.

Do głównych celów pracy należą:

- ocena składu odcieków oraz wód podziemnych na terenach przyległych do składowiska odpadów komunalnych;
- ocena skuteczności metod stosowanych do analizy wyników badań wód podziemnych, porównanie efektywności testów wymagających zgodności serii z rozkładem normalnym (warunek często nie spełniany przez wyniki badań środowiskowych) oraz procedur nieparametrycznych, dopuszczających odstępstwa od tego warunku;
- określenie charakteru zmian właściwości odcieków składowiskowych i wód podziemnych w trakcie eksploatacji i po jej zakończeniu;
- wybór charakterystycznych wskaźników zanieczyszczenia, pozwalających na określenie właściwości badanych wód bez konieczności wykonywania szeregu kosztownych analiz chemicznych;
- ocena skuteczności zastosowania ogólnych modeli regresji, przedstawiających związek pomiędzy charakterystycznymi wskaźnikami zanieczyszczenia a pozostałymi właściwościami, do prognozowania składu wód w konkretnych punktach badawczych;
- ocena możliwości wykorzystania sztucznych sieci neuronowych do tworzenia ogólnych modeli określających zależności pomiędzy właściwościami wód podziemnych oraz sprawdzenie skuteczności prognoz.

3.2. Charakterystyka obiektu badawczego

Obiektem badań było składowisko odpadów komunalnych „Maślice”, położone w północno-zachodniej części Wrocławia, przy ulicy Koziej. Powstało w drugiej połowie lat 60. XX w., w miejscu wyrobiska pozostałego po wyeksploatowaniu złóż piasku,

do którego odpady wsypywano bez wcześniejszego przygotowania podłoża. Po wypełnieniu wyrobiska kontynuowano składowanie odpadów, formując część nadziemną. W latach 90. jej wysokość sięgała kilkunastu metrów, a powierzchnia zajęta przez hałdę odpadów wynosiła ok. 7 ha, łącznie z zapleczem ponad 10 ha [Szpadt, Szczepaniak 1992]. W tym czasie planowana była budowa nowego miejskiego składowiska. Miały na to być przeznaczone grunty o powierzchni 79,10 ha, położone w gminie Długołęka, obręb Borowa [Uchwała Nr XLI/252/92 1992]. Budowa nie doszła do skutku i w latach 90. XX w. wszystkie odpady komunalne powstające we Wrocławiu trafiały nadal na składowisko „Maślice”, co spowodowało konieczność jego rozbudowy. 29 kwietnia 1992 r. Rada Miejska Wrocławia podjęła decyzję o przeznaczeniu na ten cel gruntów nabytych od osób fizycznych [Uchwała Nr XLII/266/92 1992]. Wykorzystano do tego tereny położone pomiędzy starą częścią obiektu i obwałowaniem rzeki Odry. Odpady w nowej kwaterze zaczęto deponować w 1994 r. [Koncepcja... 1998]. Miała ona powierzchnię ok. 2 ha, uszczelnione podłoże, a odcieki kierowane były do ziemnego zbiornika [Szymańska-Pulikowska 2004a]. W ramach modernizacji składowisko zostało wyposażone w wagę samochodową oraz w sieć piezometrów służących do monitoringu wód podziemnych. W takiej formie funkcjonowało do zamknięcia. Od 2000 r. miasto nie ma własnego składowiska, korzysta z kilkunastu obiektów położonych w innych gminach [Marcinkowski i in. 1996; Plan Gospodarki Odpadami dla miasta Wrocławia 2005; Rocznik statystyczny województw 2008].

Skład odpadów trafiających na składowisko zmieniał się w ciągu ostatnich lat eksploatacji. W latach 1992–1995 mogły one zawierać nawet do: 14,2% papieru; 15,7% tworzyw sztucznych; 5,4% szkła; 3,8% metali; 21,7% odpadów biodegradowalnych; 8,2% tekstyliów [Marcinkowski i in. 1996].

Lokalizacja składowiska jest korzystna głównie pod względem izolacji od przyległych terenów zabudowanych. Od strony zachodniej oraz częściowo północnej i południowej otacza je dość szeroki pas leśny. Wśród występujących gatunków drzew dominują takie jak: wierzba (*Salix alba*), wiaź (*Ulmus scabra*), olsza (*Alnus glutinosa*), platan (*Acer platanoides*), jawor (*Acer campestre*), czeremcha (*Prunus padus*), topola (*Populus alba*), sosna (*Pinus silvestris*), brzoza (*Betula verrucosa*), dąb (*Quercus robur*), lipa (*Tilia cordata*) i inne. Wśród krzewów wyróżnić można: głóg (*Crataegus monogyna*), malinę (*Robus idaeus*), tarninę (*Prunus spinosa*), leszczynę (*Corylus avellana*), bez czarny (*Sambucus nigra*), trzmielinę (*Evonymus europea*) itp. Występuje tu również dużo gatunków ziół i mchów. Wiele z wymienionych gatunków pojawiało się także samorzutnie na wyłączonych z eksploatacji kwaterach składowiska, wykazując przydatność do rekultywacji obiektu [Żakowicz i in. 2001]. Zbiorowiska leśne przylegające do wysypiska mają charakter naturalny. Wykształciły się w typowych dla siebie siedliskach i są dość bogate gatunkowo. Można w nich także zaobserwować obecność roślin synantropijnych (*Imopatiens parvifolia*, *Urtica dioica*, *Chelidonium maius*). Obecność mszaków i porostów wskazuje, że zanieczyszczenie powietrza nie przekracza granicy tolerancji ekologicznej. Za pasem leśnym znajdują się pola uprawne i łąki. Osiedla mieszkaniowe oddalone są ok. 800–1000 m od obiektu. Na południe od składowiska znajdują się ogródki działkowe oraz tereny przemysłowe. Poza wymienionymi

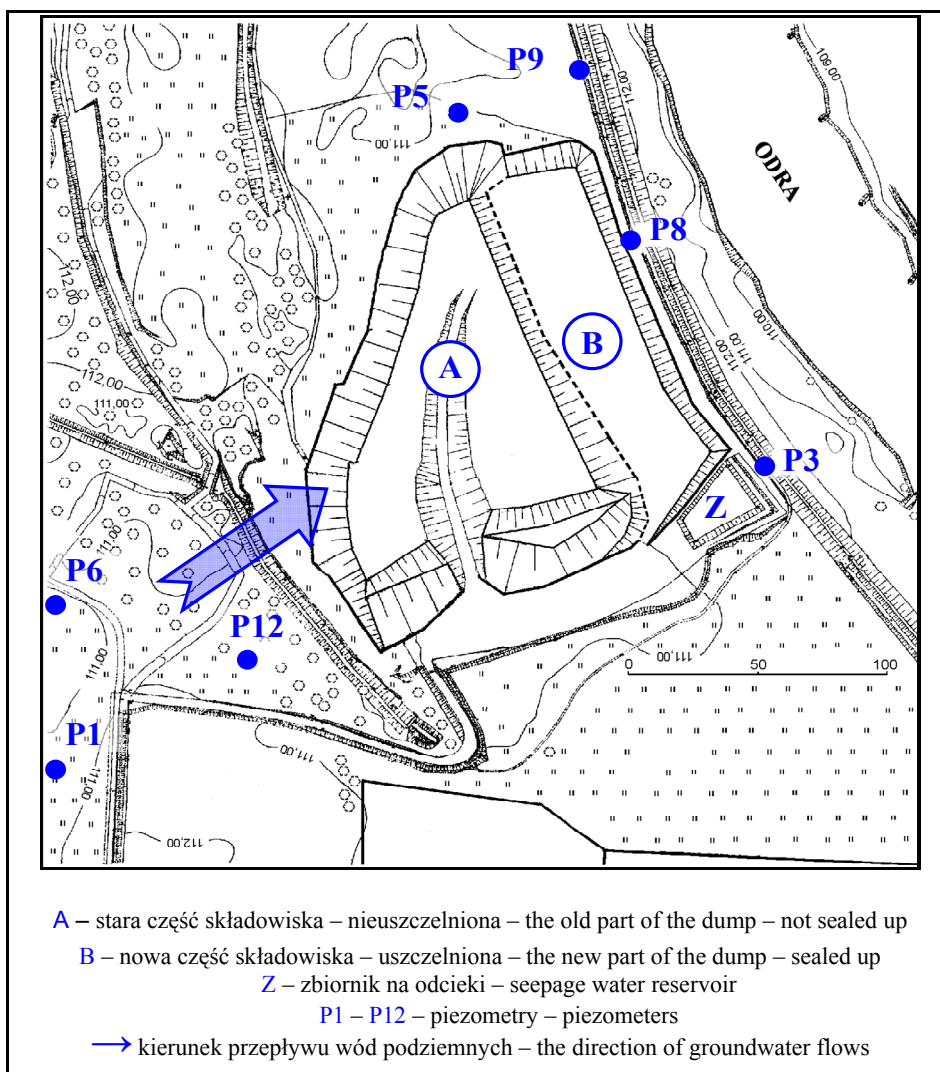
obiektami, od strony południowo-wschodniej teren składowiska okalają łąki z niezbyt szerokimi pasami krzewów oraz pojedynczymi drzewami [Szpadt, Szczepaniak 1992; Szymańska-Pulikowska 2001].

Wody powierzchniowe w sąsiedztwie omawianego obiektu to przede wszystkim płynąca w odległości około 50–100 m na wschód rzeka Odra. W związku z jej drenującym charakterem i możliwością dopływu zanieczyszczeń od strony składowiska w latach 1995–2003 prowadzono badania wód rzeki w dwóch przekrojach: powyżej i poniżej składowiska. W tym czasie stwierdzano jedynie pojedyncze przypadki wzrostu wartości pojedynczych analizowanych wskaźników zanieczyszczeń pomiędzy przekrojami [Szymańska-Pulikowska 2004b].

W większej odległości (na zachód od składowiska) przebiega dość głęboki rów (wcześniej biegnący wzdłuż ulicy Koziej), który okrąża składowisko i przez przepust wałowy wpada do Odry. Kierunek spływu wód podziemnych przebiega z południowego zachodu na północny wschód (rys. 3.1) [Szpadt, Szczepaniak 1992; Szymańska-Pulikowska 2001a].

Podłoże w rejonie składowiska stanowią utwory trzeciorzędowe i czwartorzędowe (plejstoceniowe i holoceniowe). Utwory trzeciorzędowe (podłoże utworów czwartorzędowych) to głównie zastoiskowe osady jeziorno-morskie (iły, iły pylaste, gliny pylaste zwięzłe, lokalnie pyły i pyły piaszczyste). Zalegają przeciętnie na głębokości 4,0–6,0 m, a ich miąższość dochodzi do 100–120 metrów. Nad stropem warstw trzeciorzędowych zalega seria utworów czwartorzędowych. Są to głównie utwory terasy holoceniowej pochodzące z akumulacji rzecznej: żwir, pospółki i piaski. Występują również soczewki piasków pylastych. Lokalnie, w strefie powierzchniowej, tuż pod warstwą gleby zalega warstwa mady, wykształcona w postaci piasków gliniastych, glin, glin piaszczystych i glin pylastych zwięzłych. Miąższość tych osadów jest niewielka i dochodzi maksymalnie do 1,5 metra. Całkowita miąższość utworów czwartorzędowych waha się od 3,5 do 9,5 m [Szpadt, Szczepaniak 1992]. Rzędne (wysokości nad poziomem morza) terenu i spągu warstwy wodonośnej w punktach poboru prób wód podziemnych przedstawiono w tabeli 3.1.

W otoczeniu składowiska występuje jeden ciągły poziom wodonośny w utworach czwartorzędowych, głównie w gruntach piaszczysto-żwirowych. Swobodne zwierciadło wód podziemnych stwierdzono na głębokości od 0,7 m w pobliżu Odry do 4,5 m w punktach w pobliżu składowiska, co odpowiada rzędnym 107,7–109,9 m n.p.m. Odpływ wód podziemnych odbywa się w kierunku koryta Odry. Warunki zasilania wód podziemnych są korzystne. Tylko niewielkie fragmenty warstwy powierzchniowej stanowią grunty o słabej przepuszczalności (mady rzeczne), na pozostałej części terenu warstwa wodonośna nie jest izolowana i wody infiltrują bezpośrednio do poziomu wodonośnego. W stropie utworów trzeciorzędowych występują lokalne przewarstwienia i soczewki piaszczyste, które mogą gromadzić niewielkie ilości wód podziemnych, nie tworzą one jednak ciągłego poziomu wodonośnego i nie mają wpływu na warunki wodne w tym rejonie. Trzeciorzędowy ciągły poziom wodonośny stwierdzono na głębokości ponad 100 m [Szpadt, Szczepaniak 1992].



Rys. 3.1. Lokalizacja punktów poboru prób
 Fig. 3.1. The location of sample collection sites

Warunki pogodowe we Wrocławiu są łagodne. Średnia roczna temperatura powietrza w trakcie prowadzonych badań wynosiła od 7,2 (1996) do 10,5°C (2000), a średnia roczna suma opadów kształtowała się w granicach 418 (2003) – 647 mm (1995) (tab. 3.2 i 3.3). Przeważające kierunki wiatrów to zachodni i południowo-zachodni, średnia prędkość wiatru wynosiła w ostatnich latach od 2,9 do 3,4 m/s [Ochrona Środowiska 2008, Rocznik Statystyczny Wrocławia 2006].

Tabela 3.1
Table 3.1

Rzędne terenu i spągu warstwy wodonośnej w punktach poboru prób
Coordinate of the terrain and the water-bearing layer bottom
in sample collection sites

Piezometr Piezometer	Wysokość nad poziomem morza [m n.p.m.] Height above sea level [m a.s.l.]	
	Teren Terrain	Spąg warstwy wodonośnej The water-bearing layer bottom
P6	112,37	107,67
P1	110,93	107,53
P12	110,96	106,46
P3	112,50	105,80
P8	112,23	105,53
P5	111,02	107,22
P9	111,93	105,43

Tabela 3.2
Table 3.2

Średnie miesięczne i roczne temperatury powietrza (°C) dla stacji Wrocław-Strachowice
Average monthly and annual air temperature (°C) for the Wrocław-Strachowice station

Lata Years	Miesiące – Months												Rok Year
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1995	-0,5	4,5	3,5	8,7	12,8	16,0	20,9	18,7	13,1	11,3	1,2	-3,1	8,9
1996	-4,9	-4,1	-0,4	8,2	13,3	16,8	16,5	17,7	10,7	10,5	5,9	-4,2	7,2
1997	-4,4	3,5	4,3	6,0	14,0	17,4	17,9	19,4	14,2	7,6	3,3	1,6	8,7
1998	1,9	5,1	3,5	10,4	14,7	17,8	16,2	17,6	13,9	8,9	0,6	-0,2	9,2
1999	1,6	0,1	5,1	9,9	14,8	16,5	20,0	18,3	17,2	9,4	3,0	1,9	9,8
2000	-0,3	3,8	5,0	12,1	15,7	17,9	17,5	19,0	13,4	12,5	6,8	2,5	10,5
2001	0,6	1,1	3,5	8,0	14,8	15,1	19,2	19,3	12,5	12,7	3,4	-1,7	9,0
2002	0,6	4,9	5,3	9,0	17,0	18,2	20,1	20,6	13,6	8,2	4,9	-3,3	9,9
2003	-2,1	-3,5	3,1	7,7	15,7	19,5	19,7	20,2	13,6	5,5	4,9	1,2	8,8
2004	-3,5	1,5	4,0	9,5	12,8	17,0	18,5	19,6	13,9	9,9	4,4	1,1	9,1
2005	2,0	-1,8	1,5	9,7	13,8	16,7	19,5	17,5	15,5	10,1	3,1	0,6	9,0
2006	-5,8	-2,0	0,5	9,7	14,1	18,3	23,1	17,1	16,2	11,2	6,6	4,2	9,4
2007	4,9	2,7	6,5	11,0	15,3	19,2	19,1	18,9	12,9	8,5	2,8	1,1	10,2
2008	2,8	4,1	4,5	8,8	14,3	18,7	19,7	18,8	13,6	9,8	6,0	2,0	10,3
1995–2008	-0,5	1,4	3,6	9,2	14,5	17,5	19,1	18,8	13,9	9,7	4,1	0,3	9,3
1971–2000	-0,9	0,2	3,9	8,2	13,5	16,3	18,1	17,8	13,6	8,9	3,6	0,7	8,7

Tabela 3.3
Table 3.3

Miesięczne i roczne sumy opadów atmosferycznych (mm) dla stacji Wrocław-Strachowice
Average monthly and annual precipitation totals (mm) for the Wrocław-Strachowice station

Lata Years	Miesiące – Months												Rok Year
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1995	20	19	29	23	86	158	69	84	91	4	43	21	647
1996	5	25	20	36	58	53	95	92	60	42	13	11	510
1997	5	27	14	50	67	39	239	52	37	42	30	33	635
1998	48	22	36	49	26	69	79	37	88	76	21	14	565
1999	18	42	53	32	28	56	76	17	36	17	32	24	431
2000	32	37	73	11	104	22	124	35	31	9	36	19	533
2001	13	17	64	32	45	56	183	58	92	25	32	21	638
2002	21	40	16	27	28	40	63	108	50	48	47	16	504
2003	31	2	16	15	106	22	72	25	31	48	16	34	418
2004	28	23	45	18	35	45	58	55	18	38	68	15	446
2005	32	40	9	26	104	32	105	66	22	3	21	84	545
2006	24	35	24	47	21	68	23	229	21	54	61	25	631
2007	47	42	48	5	52	95	97	47	45	26	39	20	563
2008	51	17	34	75	39	31	49	75	22	36	24	18	470
1995–2008	27	28	34	32	57	56	95	70	46	33	35	25	538
1971–2000	28	24	30	37	57	79	91	64	51	38	37	34	569

W lipcu 1997 r. tereny otaczające składowisko zostały zalane wodami, które napływały od strony miasta (wały przeciwpowodziowe w tej okolicy nie zostały przerwane). Dojazd do składowiska był niemożliwy, toteż odpady z terenu Wrocławia były wywożone na inne składowiska na terenie Dolnego Śląska. Podtopienie utrzymywało się przez kilka tygodni. Po tym czasie eksploatacja składowiska wróciła do normalnego stanu. Przeprowadzone badania nie wykazały trwałych zmian w środowisku. Zarówno w otoczeniu składowiska, jak i na terenie byłego województwa wrocławskiego stwierdzano niewielki wzrost zawartości metali ciężkich w glebach. Nie nastąpiło natomiast pogorszenie stanu środowiska wodnego (zarówno wód powierzchniowych, jak i podziemnych), występowała nawet okresowa poprawa, spowodowana rozcieńczeniem [Kucharzewski, Nowak 2000; Ocena stanu środowiska... 1998; Szymańska-Pulikowska 2001].

Składowisko zostało zamknięte na przełomie roku 1999 i 2000. Ostatecznie uformowana hałda miała wysokość prawie 50 metrów, utworzyło ją ok. 2,4 mln m³ odpadów. Rekultywacja tak dużego obiektu była możliwa w dużej mierze dzięki dofinansowaniu z Funduszu Spójności ISPA. W ramach projektu „Gospodarka odpadami stałymi

we Wrocławiu, etap I”, realizowanego w latach 2003–2010, przewidziano rekultywację składowiska „Maślice”, budowę kompostowni odpadów zielonych oraz przygotowanie elementów docelowego systemu gospodarki odpadami dla Wrocławia. Koszt kwalifikowany projektu określono na 20,4 mln euro, z czego dofinansowanie z Funduszu Spójności wyniosło 13,5 mln euro (66%). Przewidziany do wykonania na składowisku zakres prac obejmował:

- geotechniczne zabezpieczenie hały składowiska (wzmocnienie zboczy gruntem zbrojonym, uszczelnienie hały materiałem syntetyczno-mineralnym);
- otoczenie hały podziemnym ekranem izolującym;
- zabezpieczenie wód gruntowych przed odciekami ze składowiska, wykonanie okrywy biologicznej składowiska;
- wykonanie systemu odgazowującego składowisko;
- uporządkowanie zaplecza i budowę dróg wewnętrznych;
- nasadzenie roślinności izolującej.

Na potrzeby rekultywacji składowiska wykorzystano ok. 800 tys. m³ ziemi i kruszywa z odpadowych materiałów rozbiórkowych, powstających w tym czasie lub nagromadzonych na terenie miasta [www.wroclaw.pl/m3548/p6576..., www.wroclaw.pl/m3548/p6488...]. Po zakończeniu rekultywacji wierzchołowa składowiska stała się najwyższym położonym punktem miasta (155 m n.p.m.) [Rocznik statystyczny Wrocławia 2006].

3.3. Zakres i metodyka badań

Badania prowadzone na terenie otaczającym składowisko odpadów komunalnych Maślice we Wrocławiu do czerwca 2008 r. obejmowały:

a) wody podziemne pobierane ze studni piezometrycznych (rys. 3.1):

P1, P12, P3, P8, P5 – od roku 1995,

P6, P9 – od roku 1998;

b) odcieki składowiskowe pobierane ze zbiornika ziemnego (w latach 1995–2004).

Pozyskiwanie materiału badawczego odbywało się zgodnie z metodyką obowiązującą w zakresie badań środowiskowych [Migaszewski, Gałuszka 2007; Namieśnik i in. 1995], 3–4 razy w roku. Eksploatacja i późniejsze prace rekultywacyjne, prowadzone zarówno na terenie składowiska, jak i w jego otoczeniu, powodowały sporadyczne niszczenie studni piezometrycznych (najczęściej później odbudowywanych), stąd pojawiające się braki wyników badań. Bezpośrednio przed pobraniem prób wód podziemnych mierzono głębokość ich zalegania poniżej powierzchni terenu, po pobraniu – temperaturę. Badania właściwości wód podziemnych, powierzchniowych i odcieków składowiskowych obejmowały oznaczenia odczynu, $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, oraz zawartości: chlorków, azotu amonowego i azotanowego, fosforanów, wapnia, magnezu, potasu, sodu, siarczanów, manganu, żelaza, niklu, chromu, cynku, miedzi, ołowiu oraz kadmu. Analizy chemiczne przeprowadzono w jednostkach Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu: laboratorium chemicznym Katedry Rolniczych Podstaw Kształtowania Środowiska, Laboratorium Wód i Ścieków Instytutu Kształtowania i Ochrony Środowiska oraz Centralnym Laboratorium Analitycznym, stosując powszechnie zalecane metody [Hermanowicz i in. 1999].

Po zakończeniu badań terenowych i laboratoryjnych zebrane wyniki poddano analizie statystycznej. Dla badanych cech (wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i odcieków składowiskowych) określono wartości miar położenia (średnia arytmetyczna, mediana, zakres) oraz zmienności (odchylenie standardowe, współczynnik zmienności).

W celu stwierdzenia zgodności badanych cech (wyników oznaczania wskaźników zanieczyszczeń) z rozkładem normalnym testowano hipotezę zerową H_0 : rozkład wartości badanego wskaźnika jest rozkładem normalnym, przeciwko hipotezie alternatywnej H_1 : rozkład nie jest rozkładem normalnym. Do weryfikacji hipotezy zastosowano test χ^2 , przyjmując hipotezę zerową H_0 przy poziomie istotności $p > 0,05$. Ponieważ wśród przebadanych cech większość nie wykazała zgodności z rozkładem normalnym, poddano analizie ich zgodność z innymi typami rozkładów, analogicznie jak we wcześniejszym przypadku.

Ocenę różnic pomiędzy badanymi populacjami przeprowadzono na podstawie testu t dla prób zależnych oraz jego odpowiednika z grupy testów nieparametrycznych – testu znaków. Zastosowanie wymienionych testów pozwoliło na wyeliminowanie zmienności międzygrupowej, mogącej mieć wpływ na wyniki analizy. Punkty poboru prób wód podziemnych podzielono na dwie grupy: dopływ (piezometry P6, P1, P12) oraz odpływ (P3, P8, P5 i P9). Porównywano między sobą cechy odpowiadające parom punktów należących do różnych grup (każdy z każdym). W teście t dla prób zależnych testowano hipotezę H_0 : $\mu_n = \mu_m$ przy hipotezie alternatywnej H_1 : $\mu_n \neq \mu_m$ na poziomie istotności $p = 0,05$. Hipotezę odrzucano, gdy wartość obliczona t -Studenta $|t| > t_{p/2}$. W teście znaków testowano hipotezę H_0 : $z = Z / |Y-X| > 0 / = Z / |Y-X| < 0 / = 0,5$, wobec hipotez alternatywnych H_1 : $z > 0,5$ lub H_2 : $z < 0,5$. Hipotezy weryfikowano za pomocą testu χ^2 , na poziomie istotności $p = 0,05$. Hipotezę H_0 odrzucano, gdy obliczona wartość statystyki należała do domkniętego obszaru krytycznego $R_{(p,n)}$, gdzie p – przyjęty poziom istotności, n – liczebność analizowanej populacji. Porównanie wyników obu zastosowanych testów pozwoliło na określenie wpływu rozkładu na rezultaty analiz.

Ocenę zależności pomiędzy oznaczonymi cechami wód podziemnych dopływających do składowiska, odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych przeprowadzono na podstawie współczynnika korelacji rang Spearmana (nie wymagającego zgodności z rozkładem normalnym), usuwając brakujące dane parami [Dąbrowski i in. 1993; Ostasiewicz i in. 2006; Pulikowski 2004].

Zależności pomiędzy wybranymi zmiennymi (cechami) charakterystycznymi dla właściwości badanych wód podziemnych i odcieków składowiskowych analizowano, tworząc ogólne, wielowymiarowe (o wielu zmiennych zależnych) modele regresji wielorakiej. Zbiór zmiennych niezależnych (objaśniających) stanowiły: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne zwierciadła wód podziemnych (wysokość nad poziomem morza), SO₄. Opracowano także modele zawierające mniejszy zbiór zmiennych niezależnych (Cl, N-NH₄, pH, rzędne), dla których zestaw danych zawierał największą ilość ważnych przypadków. Pozostałe oznaczane wskaźniki zanieczyszczeń stanowiły zmienne zależne (Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd). Na etapie tworzenia modeli wykorzystywano wyniki badań prowadzonych w latach 1995–2005. Wyniki badań (wartości zmiennych niezależnych) z lat 2006–2008 posłużyły do opracowania prognoz zmiennych zależnych. Modele budowano metodą regresji krokowej wstecznej, wykorzystującej parametryzację z sigma-ograniczeniami. O wyborze zmiennych obja-

śniąjących decydowały wyniki częściowego testu F . Statystyka F jest ilorazem średniego kwadratowego odchylenia regresyjnego (mean square regression – MSR) i średniego błędu kwadratowego (mean square error – MSE). Częściowy test F służył do sprawdzenia, czy dołączenie kolejnej zmiennej niezależnej wpłynie na wielkość sumy kwadratów odchyłeń regresyjnych modelu zawierającego już inne zmienne. Testowana była hipoteza H_0 : wartość dodatkowej (sekwencyjnej) sumy kwadratów odchyłeń regresyjnych pełnego modelu, związana z dodatkową zmienną, nie ma znaczącego wpływu na wielkość sumy kwadratów odchyłeń regresyjnych modelu zawierającego wcześniej wprowadzone zmienne, dlatego nie trzeba uwzględniać dodatkowej zmiennej w modelu. Hipoteza alternatywna H_1 : wartość sekwencyjnej sumy kwadratów odchyłeń regresyjnych pełnego modelu, związana z dodatkową zmienną, ma znaczący wpływ na wielkość sumy kwadratów odchyłeń regresyjnych modelu zawierającego wcześniej wprowadzone zmienne, dlatego należy uwzględnić dodatkową zmienną. Hipotezę H_0 odrzucano przy $p < 0,05$. W kolejnych krokach regresji usuwano z modelu niewykazujące wpływu zmienne objaśniające. Związek pomiędzy zmiennymi niezależnymi a zbiorem zmiennych zależnych oceniano za pomocą wielowymiarowej miary powiązania, jaką jest lambda Wilksa (wartości bliskie 0 – silny związek, bliskie 1 – brak związku). Wpływ poszczególnych zmiennych objaśniających, tworzących model, na wartości zmiennych objaśnianych analizowano, używając standaryzowanych współczynników regresji β . Jednowymiarowe powiązanie pomiędzy pozostałym w modelu zbiorem zmiennych objaśnianych a poszczególnymi zmiennymi zależnymi określano dzięki współczynnikom korelacji i determinacji wielorakiej (R , R^2 i R^2 poprawiony). Dla każdego modelu przeprowadzono także ocenę braku dopasowania, która nie dała istotnych statystycznie wyników. Dodatkowym sprawdzeniem skuteczności predykcji modelu było obliczenie współczynników korelacji nieparametrycznej (ze względu na występujące odstępstwa analizowanych danych od rozkładu normalnego) pomiędzy wartościami obserwowanymi a prognozowanymi dla całego modelu ogółem oraz dla poszczególnych punktów w nim uwzględnianych [Larose 2008].

Wybrane zestawy zmiennych zależnych i niezależnych wykorzystano do tworzenia ogólnych modeli sztucznych sieci neuronowych. Zastosowano dwa rodzaje sieci: perceptrony wielowarstwowe (MLP – Multi-Layer Perceptron) oraz sieci o radialnych funkcjach bazowych (RBF – Radial Basis Function). Zbiory danych podzielono na przypadki: uczące (wykorzystywane bezpośrednio w trakcie uczenia sieci), walidacyjne (wykorzystywane do niezależnej kontroli procesu uczenia), testowe (służące do ostatecznej weryfikacji modelu). Przydatność sieci neuronowych do modelowania długotrwałych zmian jakości wód podziemnych w otoczeniu składowiska testowano, zaliczając do przypadków uczących wyniki badań uzyskane w trakcie eksploatacji składowiska (1995–1999), do walidacyjnych – wyniki badań prowadzonych po zamknięciu obiektu (2000–2005). Do przypadków testowych zaliczono wyniki z ostatnich lat badań (2006–2008). Zbiór zmiennych niezależnych (objaśniających) stanowiły: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne zwierciadła wód podziemnych (wysokość nad poziomem morza), SO₄. Utworzono także modele ze zmiennymi niezależnymi wybranymi w trakcie tworzenia ogólnych modeli regresji oraz modele zawierające zmienne niezależne o największej ilości ważnych przypadków. Pozostałe oznaczane wskaźniki zanieczyszczeń stanowiły zmienne zależne (Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd). Uczenie

sieci MLP (najczęściej stosowanych) odbywało się za pomocą gradientowego algorytmu optymalizacji (BFGS - Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno). Ocenę jakości działania znalezionych sieci przeprowadzono na podstawie klasycznych miar poprawności predykcji: współczynnika korelacji R (liniowego Pearsona i nieparametrycznego korelacji rang Spearmana) oraz współczynnika determinacji R^2 , podobnie jak dla ogólnych modeli regresji [Jarmoluk 2005; Tadeusiewicz, Lula 2000].

Do konstruowania wszystkich modeli wykorzystano trzy zbiory danych:

- wyniki badań właściwości wód podziemnych dopływających do składowiska (próby pobierane z piezometrów P6, P1, P12);
- wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9);
- wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem uzupełnione wynikami badań odcieków składowiskowych (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9 oraz zbiornika na odcieki).

Łącznie w pracy przedstawiono sześć ogólnych modeli regresji wielorakiej i dziewięć modeli sieci neuronowych. Do przeprowadzenia obliczeń statystycznych oraz analiz występujących zależności wykorzystano program Statistica 8 (z pakietem Statistica Sieci Neuronowe).

4. Omówienie wyników badań

Środowisko wodne w sąsiedztwie składowiska odpadów komunalnych jest najbardziej narażone na oddziaływanie odcieków, ze względu na łatwość transportu zanieczyszczeń. Najczęściej stwierdza się zanieczyszczenie pierwszego, najpłycej położonego poziomu wód podziemnych oraz bezpośrednio kontaktujących się z hałdą odpadów lub wypływającymi odciekami wód powierzchniowych. Na terenie sąsiadującym ze składowiskiem odpadów komunalnych Maślice we Wrocławiu próby do badań wód podziemnych pobierano z siedmiu studni piezometrycznych: P6, P1 i P12 (położonych po stronie dopływu) oraz P3, P8, P5, P9 (po stronie odpływu). Próby odcieków składowiskowych pochodziły ze zbiornika ziemnego, z którego były wypompowywane i rozdeszczowane na wierzchołku składowiska.

Wartości charakterystyczne dla uzyskanych w trakcie badań wyników pomiarów rzędnych zwierciadła (wysokości nad poziomem morza) i temperatur pobieranych prób wód podziemnych przedstawiono w tabeli 4.1. Średnie rzędne zwierciadła wód dopływających do obiektu wahały się od 109,62 m n.p.m. w punkcie P1 do 110,22 m n.p.m. w punkcie P6. Rzędne zwierciadła wód odpływających za składowiskiem średnio notowano na wysokości od 107,61 m n.p.m. w punkcie P8 do 107,93 m n.p.m. w punkcie P3. We wszystkich badanych punktach zmienność wyników pomiaru wysokości zwierciadła wody nad poziomem morza nie przekroczyła 0,7%. Różnice w wysokościach zwierciadła wód podziemnych potwierdzają, iż przepływ następuje od piezometrów P6, P1, P12 w kierunku piezometrów P3, P8, P5, P9. Temperatury pobieranych wód podziemnych wahały się od 4 do 19°C. Większą zmienność temperatur wykazywały wody pobierane po stronie dopływu, zalegające na mniejszych głębokościach (współczynnik zmienności od 27,28 do 31,03%). Współczynniki zmienności temperatur wód odpływających za składowiskiem wynosiły od 18,84 do 24,37% (tab. 4.1). Porównanie średnich temperatur wód podziemnych w latach 2005–2008 oraz średnich temperatur powietrza we Wrocławiu (w tym samym okresie) wykazuje, że badane wody pod względem termiki należy zaliczyć do ciepłych [Dobrzyński 2006].

4.1. Wody podziemne dopływające do składowiska

Wyniki badań składu wód podziemnych dopływających do składowiska zestawiono w tabelach 4.2.–4.4. Odczyn wód podziemnych pobieranych w punktach P6, P1 i P12 był wyraźnie zróżnicowany. Największe wahania występowały w punkcie P6, z którego pobierano wody od kwaśnych po zasadowe. Wody podziemne z punktu P1 charakteryzował odczyn kwaśny i słabo kwaśny, a wody z punktu P12 – od kwaśnego do słabo zasadowego [Macioszczyk, Dobrzyński 2002].

Średnie wartości $ChZT_{(Cr)}$ wód dopływających do składowiska w całym okresie badawczym wynosiły od 19,7 w punkcie P6 do 345,2 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ w punkcie P1, który

cechowały również największe wahania tych wartości. Zróżnicowanie dotyczyło także ilości chlorków. Średnie stężenia w okresie badawczym zmieniały się od 40,4 w punkcie P6 do 327,5 mg Cl·dm⁻³ w punkcie P1, wykazując duże wahania, szczególnie w punktach P1 i P12, gdzie współczynnik zmienności przekroczył 300%. Zawartości azotu amonowego w wodach dopływających do składowiska nie wykazywały aż tak dużego zróżnicowania. Średnie stężenia wyniosły w okresie badawczym od 3,2 w punkcie P6 do 10,5 mg N-NH₄·dm⁻³ w punkcie P1. Współczynnik zmienności stężeń tego wskaźnika wynosił od 84,13 w punkcie P1 do prawie 167% w punkcie P6. Średnie zawartości azotu azotanowego w wodach dopływających do składowiska wyniosły od 0,43 w wodach z piezometru P1 do 4,12 mg N-NO₃·dm⁻³ w wodach z piezometru P6, któremu jednocześnie odpowiadała największa zmienność otrzymanych wyników.

Przeciętne zawartości fosforanów w dopływie do składowiska w całym okresie badawczym mieściły się w przedziale 1–2 mg PO₄·dm⁻³, największą zmienność wykazując w punkcie P1. Zawartości wapnia w wodach dopływających do składowiska wyniosły średnio od 36,0 mg Ca·dm⁻³ w punkcie P6 do 82,99 mg Ca·dm⁻³ w punkcie P1, natomiast stężenia magnezu wahały się średnio od 7,3 (P6) do 33,3 7,3 mg Mg·dm⁻³ w punkcie P1. Proporcje pomiędzy zawartościami tych składników można więc uznać za naturalne, odpowiadające wodom niskozmineralizowanym [Macioszczyk, Dobrzyński 2002]. Przeciętne zawartości potasu w dopływie do składowiska były wyrównane: od 9,5 (P1) do 10,6 mg K·dm⁻³ (P12). Większe zróżnicowanie stwierdzono w przypadku zawartości sodu: od 18,0 w punkcie P6 do 78,6 mg Na·dm⁻³ w punkcie P12. Kilkakrotna przewaga jonów sodu nad jonami potasu jest typowa dla wód podziemnych, o nieco większym stopniu zmineralizowania [Macioszczyk, Dobrzyński 2002].

Przeciętne zawartości siarczanów w badanych wodach podziemnych dopływających do składowiska były zróżnicowane: od 107,9 w punkcie P6 do 931 mg SO₄·dm⁻³ w punkcie P1, wykazując jednocześnie w tym miejscu najmniejszą zmienność. Średnie zawartości manganu i żelaza w wodach dopływających do składowiska wykazywały naturalne proporcje, jednak o ile w punktach P6 i P12 nie przekroczyły one 0,5 mg·dm⁻³ (Mn) i 6 mg·dm⁻³ (Fe), to w punkcie P1 odpowiadały im stężenia kilku- a nawet kilkunastokrotnie wyższe, a jednocześnie najbardziej stabilne. Tak wysokie zawartości żelaza, manganu i siarczanów mogą świadczyć o przebiegających w otoczeniu piezometru P1 procesach biochemicznego utleniania siarczków metali, prowadzących do znacznego obniżenia pH wód podziemnych i wzbogacania ich w inne metale ciężkie, np. cynk, którego w wodach z punktu P1 było najwięcej [Błaszczuk 2007; Łomotowski 1995; Macioszczyk, Dobrzyński 2002]. Średnie zawartości pozostałych oznaczanych metali ciężkich (niklu, chromu, miedzi, ołowiu i kadmu) nie wykazywały już tak dużego zróżnicowania, jednak i w tych przypadkach dominowały stężenia oznaczane w wodach z piezometru P1.

Porównanie wyników badań jakości wód podziemnych dopływających do składowiska z obowiązującymi kryteriami oceny ich stanu wykazuje duże zróżnicowanie poziomu wartości oznaczanych wskaźników zanieczyszczeń. Pod względem niektórych parametrów klasyfikowane wody utrzymywały się w II, III, a nawet I klasie jakości (azot azotanowy w punkcie P1) [Rozporządzenie... 2008]. Jednak ze względu na niedopuszczalne przekroczenie wartości granicznych dla niektórych elementów fizykochemicznych (azot azotanowy, chrom, kadm, nikiel, ołów) należy je zaliczyć do wód o słabym stanie chemicznym (klasa V – wody złej jakości).

Tabela 4.1
Table 4.1

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) rzędnych zwierciadła i temperatur wód podziemnych w otoczeniu składowiska Maślice
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the coordinates of water table and temperatures of groundwater in the area surrounding the Maślice waste dump

Piezometr Piezometer	Jednostka Unit	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]	
P6	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	35	110,22	110,35	108,40–110,94	0,569	0,517
	Temperatura Temperature	°C	35	11,7	12,5	6,0–18,0	3,182	27,284
P1	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	53	109,62	109,63	108,83–110,55	0,375	0,342
	Temperatura Temperature	°C	53	11,2	12,0	4,0–17,0	3,386	30,114
P12	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	53	109,67	109,72	108,62–110,45	0,427	0,389
	Temperatura Temperature	°C	53	11,7	12,0	4,0–18,0	3,616	31,033
P3	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	37	107,93	107,79	107,30–110,45	0,678	0,629
	Temperatura Temperature	°C	37	12,1	12,0	7,0–17,0	2,362	19,533
P8	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	46	107,61	107,64	105,90–108,59	0,545	0,507
	Temperatura Temperature	°C	46	12,4	12,0	7,0–17,0	2,352	18,982
P5	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	50	107,88	107,79	107,30–109,08	0,341	0,316
	Temperatura Temperature	°C	50	11,9	12,0	6,0–19,0	2,910	24,368
P9	Rzędna Coordinate	m.n.p.m. m a.s.l.	35	107,80	107,84	107,24–108,67	0,290	0,269
	Temperatura Temperature	°C	35	11,6	12,0	8,0–16,0	2,186	18,841

Rzędna zwierciadła wód podziemnych (wysokość nad poziomem morza) – coordinate of the water table of groundwater (height above sea level)

σ – odchylenie standardowe – standard deviation

V – współczynnik zmienności – variation coefficient

n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.2
Table 4.2

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P6
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P6

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	35	–	6,8	4,4–10,0	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	27	19,7	15,8	3,7–53,0	14,26	72,32
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	35	40,4	14,2	6,3–439,0	75,89	187,64
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	35	3,20	1,12	0,002–25,0	5,35	166,82
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	35	4,12	0,48	0,001–102,0	17,14	415,96
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	35	1,31	0,70	0,001–7,5	1,77	134,93
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	35	36,0	29,9	1,4–199,9	38,83	107,87
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	35	7,3	6,0	3,0–27,0	4,55	62,36
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	35	10,4	7,5	0,5–60,0	10,16	97,41
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	35	18,0	6,6	0,7–120,0	27,70	153,48
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	35	107,9	80,3	14,8–408,0	79,05	73,24
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	35	0,15	0,11	0,025–0,517	0,11	73,65
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	35	3,90	1,93	0,001–28,89	5,65	144,96
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	31	0,225	0,091	0,005–2,787	0,492	218,634
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	31	0,146	0,020	0,001–1,315	0,268	183,258
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	31	0,133	0,103	0,014–0,450	0,095	71,610
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	31	0,025	0,013	0,001–0,188	0,035	139,093
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	31	0,013	0,008	0,001–0,086	0,017	132,537
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	31	0,0011	0,0010	0,0001–0,006	0,001	129,358

σ – odchylenie standardowe – standard deviation
V – współczynnik zmienności – variation coefficient
n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.3
Table 4.3

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P1

Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P1

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	53	–	3,4	2,4–6,3	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	45	345,2	64,1	11,0–7162,0	1160,99	336,35
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	53	327,5	99,0	28,0–7400	1051,45	321,10
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	53	10,5	7,3	0,01–33,6	8,80	84,13
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	53	0,43	0,27	0,02–3,08	0,52	119,46
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	53	2,00	0,65	0,03–32,40	4,64	232,45
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	53	82,99	61,40	2,86–228,50	63,14	76,08
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	53	33,30	15,00	0,60–214,53	49,88	149,80
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	53	9,5	6,6	0,5–47,0	8,53	89,38
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	53	50,8	30,4	2,8–300,0	52,63	103,70
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	39	931,0	885,0	1,9–1904,8	512,38	55,04
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	53	3,43	2,55	0,86–8,24	2,17	63,15
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	53	76,58	58,57	4,98–255,0	58,94	76,97
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	49	0,354	0,308	0,123–0,862	0,170	48,128
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	49	0,081	0,044	0,004–0,469	0,105	129,860
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	49	1,227	0,741	0,270–9,860	1,547	126,064
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	49	0,056	0,053	0,001–0,157	0,032	56,887
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	49	0,025	0,015	0,001–0,134	0,029	113,706
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	49	0,0021	0,0012	0,0001–0,014	0,003	130,832

σ – odchylenie standardowe – standard deviation

V – współczynnik zmienności – variation coefficient

n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.4
Table 4.4

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P12

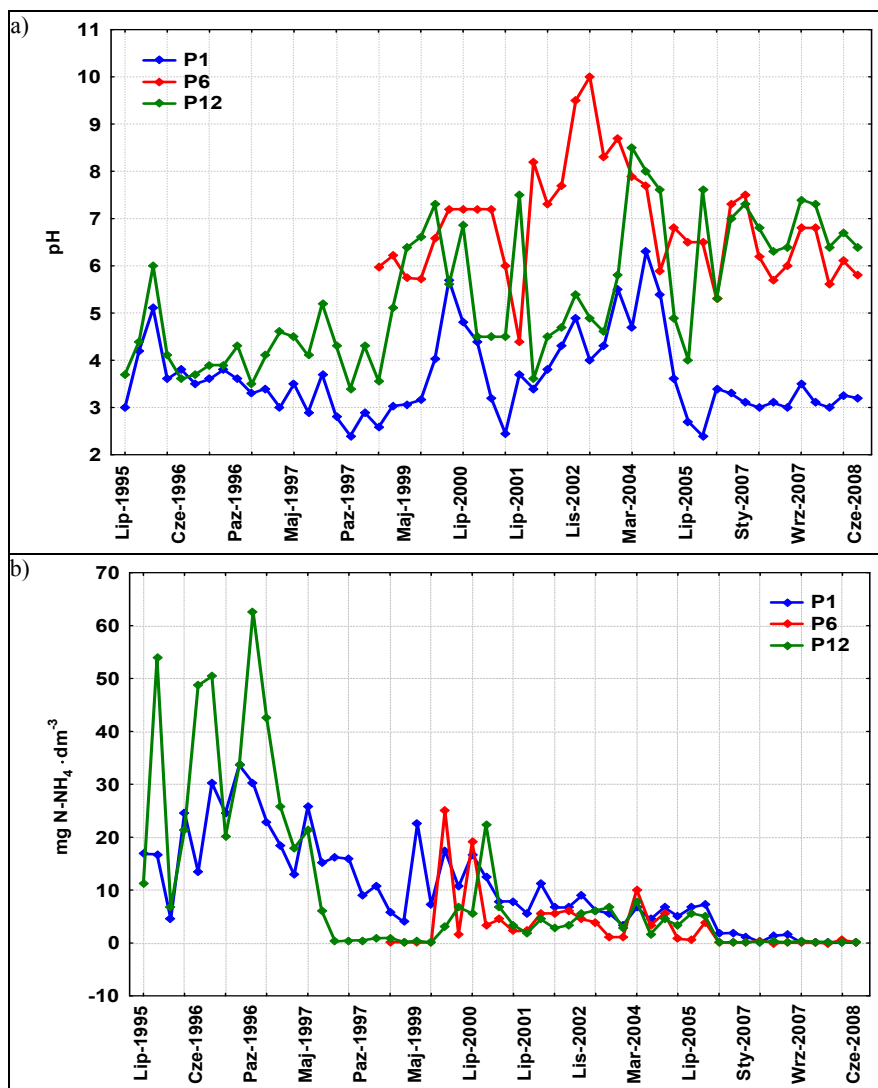
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P12

Lp. No	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	53	–	4,9	3,4–8,5	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	45	29,4	26,4	4,9–88,0	18,95	64,37
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	53	149,8	67,4	15,3–3500	473,58	316,22
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	53	10,2	3,4	0,04–62,7	15,63	153,98
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	53	0,80	0,29	0,001–11,30	1,67	207,77
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	53	1,81	0,80	0,02–16,00	2,62	144,53
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	53	54,26	44,00	0,70–160,00	44,15	81,36
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	53	10,58	9,12	0,14–38,10	8,11	76,66
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	53	10,6	8,0	1,2–50,0	9,94	94,15
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	53	78,6	29,6	8,9–900	144,28	183,56
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	39	209,0	174,4	39,9–824,8	156,54	74,92
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	53	0,39	0,18	0,01–8,75	1,19	306,48
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	53	5,59	3,59	0,001–30,82	6,05	108,26
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	49	0,117	0,058	0,001–0,833	0,182	156,341
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	49	0,104	0,021	0,001–1,24	0,234	225,745
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	49	0,149	0,102	0,030–0,545	0,114	76,223
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	49	0,035	0,026	0,001–0,122	0,028	80,943
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	49	0,016	0,010	0,001–0,14	0,022	133,501
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	49	0,0011	0,0007	0,0001–0,01	0,002	150,131

σ – odchylenie standardowe – standard deviation

V – współczynnik zmienności – variation coefficient

n – liczebność serii – sample dimension

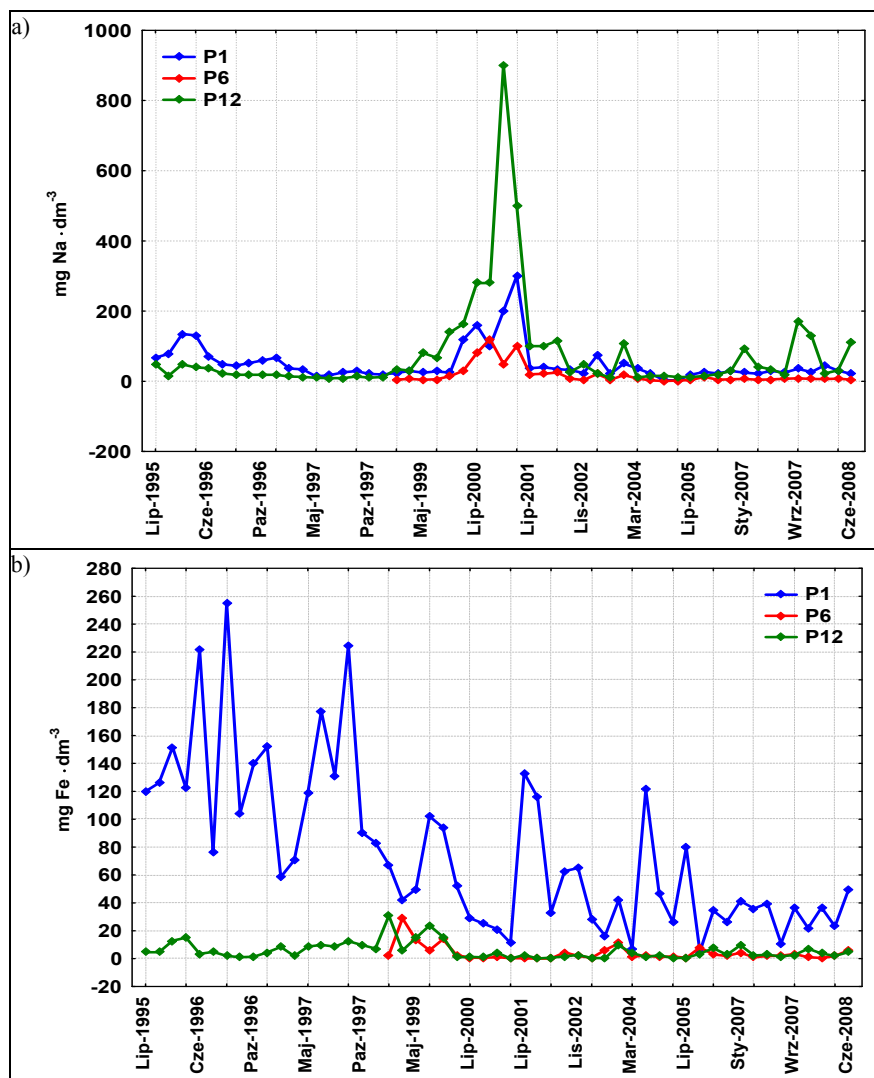


Rys. 4.1. Zmiany wartości odczynu (a) i stężeń azotu amonowego (b) w wodach dopływających do składowiska w latach 1995–2008

Fig. 4.1. The changes of the value of reaction rate (a) and of the concentration of ammonia nitrogen (b) in the water flowing into the dump during the years 1995–2008

Na rysunkach 4.1–4.3 przedstawiono zmienność wartości odczynu, zawartości azotu amonowego, sodu, żelaza, chromu i cynku w wodach podziemnych dopływających do składowiska Maślice w kolejnych latach badań. Odczyn prób wahał się wyraźnie w trakcie okresu badawczego, zauważyć można jedynie tendencję rosnącą w przypadku wód podziemnych z piezometru P12. W początkowych latach badań wody podziemne

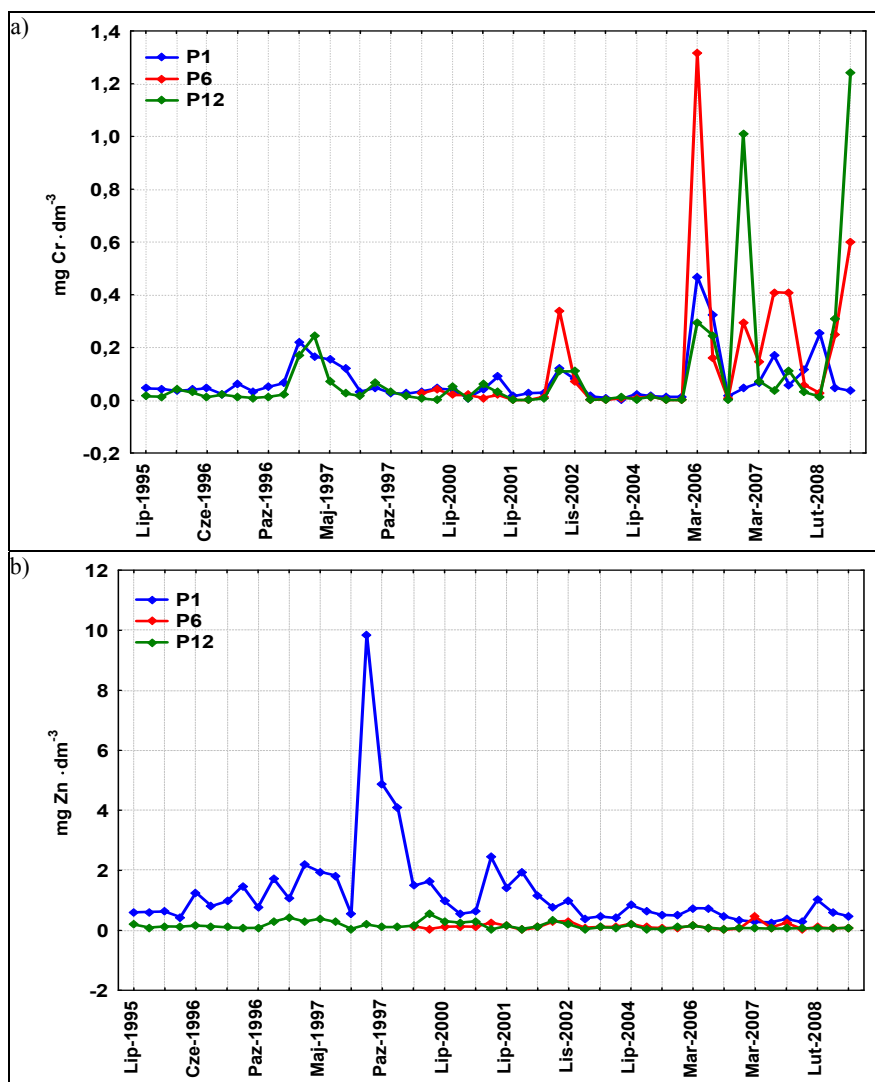
z piezometrów P1 i P12 charakteryzowały się podwyższonymi stężeniami azotu amonowego, które w późniejszym czasie uległy obniżeniu (rys. 4.1). Zawartości sodu w wodach dopływających do składowiska nie były wysokie, wzrosły jedynie w latach 2000–2001, szczególnie w wodach z piezometru P1. Podwyższone stężenia żelaza występowały również w wodach z piezometru P1, z czasem ulegając obniżeniu (rys. 4.2).



Rys. 4.2. Zmiany stężeń sodu (a) i żelaza (b) w wodach dopływających do składowiska w latach 1995–2008

Fig. 4.2. The changes of the concentration of sodium (a) and iron (b) in the water flowing into the dump during the years 1995–2008

Największe wahania zawartości chromu w wodach dopływających do składowiska wystąpiły w ostatnich latach badań (2006–2008), natomiast stężenia cynku wzrosły tylko w roku 1997 (punkt P1), co mogło być efektem zwiększonego wymywania w trakcie powodzi lub napływu zanieczyszczeń z innych terenów (rys. 4.3).



Rys. 4.3. Zmiany stężeń chromu (a) i cynku (b) w wodach dopływających do składowiska w latach 1995–2008

Fig. 4.3. The changes of the concentration of chromium (a) and zinc (b) in the water flowing into the dump during the years 1995–2008

4.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem

Wyniki badań składu wód podziemnych odpływających za składowiskiem przedstawiono w tabelach 4.5–4.8. Odczyn badanych wód był wyraźnie mniej zróżnicowany w porównaniu do dopływu. Największe wahania stwierdzono w punkcie P5 (pH od 4,6 do 8,2). W pozostałych przypadkach zakres zmian nie przekroczył 2 (P8) lub 2,1 (P3 i P9) jednostek pH. Tylko w punkcie P5 niektóre z pobieranych prób wykazywały odczyn kwaśny. W pozostałych przypadkach należało wody zaliczyć do słabo kwaśnych, obojętnych i słabo zasadowych [Macioszczyk, Dobrzyński 2002]. Wzrost zasadowości wód podziemnych przepływających w podłożu składowiska jest zjawiskiem obserwowanym także na innych obiektach, emitujących do podłoża odcieki [Pujari, Deshpande 2005; Tałałaj 2001; Vadillo i in. 2005].

W trakcie prowadzonych badań stwierdzono w odpływie za składowiskiem wysokie wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$: średnio od 1529,2 w punkcie P3 do 4639 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie P5. Także stężenia chlorków wielokrotnie przekraczały wartości obserwowane w dopływie: średnio od 3152,9 (P9) do 5127,1 $\text{mg Cl} \cdot \text{dm}^{-3}$ (P5). Wpływ składowiska wyraźnie zaznaczył się również w przypadku zawartości azotu amonowego w badanych wodach podziemnych: w całym okresie badawczym wyniosły one średnio od 377,9 w punkcie P9 do 713,9 $\text{mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie P5.

Przeciętne stężenia azotu azotanowego nie przekroczyły 10 $\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, najwyższe wartości osiągając w punkcie P8. Także średnie zawartości fosforanów nie wykazywały większego zróżnicowania, mieszcząc się w okresie badawczym w przedziale 30,2–35,17 $\text{mg PO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$.

Analizy zawartości wapnia i magnezu w odpływie za składowiskiem wykazały wzrost ich zawartości (szczególnie magnezu) i związaną z tym zmianę proporcji pomiędzy składnikami. Średnio w odpływie stwierdzono 198,04–252,94 $\text{mg Ca} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz 100,84–146,03 $\text{mg Mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Po przepłynięciu wód przez podłoże składowiska następował także wyraźny wzrost stężeń potasu (średnio od 857,2 do 1498,3 $\text{mg K} \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz sodu (średnio od 1860,3 do 2704,3 $\text{mg Na} \cdot \text{dm}^{-3}$). Zawartości sodu w dalszym ciągu przeważały nad zawartościami potasu, jednak już nie tak wyraźnie jak w dopływie.

Stężenia siarczanów w wodach odpływających za składowiskiem były bardziej wyrównane niż w dopływie: średnio od 326,2 (P8) do 518,5 (P5) $\text{mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$. Próby wód podziemnych po stronie odpływu zawierały średnio od 1,4 do 5,1 $\text{mg Mn} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz od 15,5 do 38,65 $\text{mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$. Były to stężenia przynajmniej kilkakrotnie wyższe od odpowiadających im stężeń w dopływie (z wyjątkiem piezometru P1). W przypadku pozostałych analizowanych metali ciężkich tylko średnia zawartość chromu w punkcie P5 przekroczyła 1 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Średnie stężenia pozostałych metali ciężkich były kilkakrotnie niższe, a wyniki oznaczeń stabilniejsze od stwierdzonych w dopływie.

Jakość wód podziemnych odpływających za składowiskiem Maślice była bardziej wyrównana w stosunku do dopływu. Większość badanych wskaźników zanieczyszczeń przyjmowała wartości charakterystyczne dla klasy V – wód złej jakości [Rozporządzenie... 2008].

Tabela 4.5
Table 4.5

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P3

Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P3

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	37	–	7,2	6,0–8,1	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	29	1529,2	1190,4	100,8–6642	1313,7	85,90
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	37	4392	4224	305,0–13200	2483,1	56,54
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	37	619	650	9,0–1730	374,60	60,51
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	37	1,31	0,57	0,07–9,32	1,98	151,10
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	37	35,17	16,0	0,43–330	61,62	175,18
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	37	198,04	157,10	36,0–600	133,27	67,29
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	37	105,68	47,20	4,5–350	99,22	93,89
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	37	1162,6	996	311,2–4000	801,0	68,90
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	37	2704,3	2077,6	608,4–8320	2117,5	78,30
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	23	393,7	89,3	0,1–3 736,1	830,63	210,97
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	37	4,86	3,27	0,365–20,73	4,62	95,03
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	37	26,20	23,22	1,17–68,8	16,95	64,71
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	33	0,203	0,204	0,030–0,59	0,108	53,181
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	33	0,306	0,175	0,056–1,27	0,312	101,807
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	33	0,250	0,256	0,001–0,57	0,127	50,767
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	33	0,098	0,087	0,001–0,25	0,070	71,233
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	33	0,044	0,031	0,001–0,17	0,045	100,973
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	33	0,003	0,002	0,0001–0,02	0,003	126,803

σ – odchylenie standardowe – standard deviation

V – współczynnik zmienności – variation coefficient

n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.6
Table 4.6

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P8
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P8

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	46	–	6,9	5,9–7,9	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	38	2978	1596,7	83,1–9900	3023,2	101,52
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	46	3884,2	3773,5	340,5–16600	3020	77,75
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	46	517,0	396,7	2,6–1660	436,34	84,41
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	46	9,32	1,24	0,02–151,0	27,62	296,35
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	46	33,96	10,71	0,06–186,0	50,60	148,98
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	46	252,94	166,05	14,2–900,0	200,88	79,42
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	46	107,37	82,10	11,3–554,0	108,86	101,39
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	46	907,9	676,5	78,0–3113,0	725,82	79,95
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	46	2088,4	1724,0	130,0–6 233,0	1598,26	76,53
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	32	326,2	70,0	0,1–2300	550,93	168,88
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	46	5,08	1,95	0,224–52,33	9,51	187,25
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	46	38,650	26,15	0,650–14	33,77	87,36
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	42	0,285	0,204	0,058–0,850	0,217	76,143
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	42	0,753	0,250	0,04–4,61	1,117	148,296
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	42	0,376	0,245	0,075–2,10	0,441	117,232
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	42	0,119	0,096	0,01–0,38	0,101	84,727
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	42	0,054	0,030	0,001–0,44	0,077	142,105
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	42	0,0040	0,002	0,0001–0,05	0,008	200,988

σ – odchylenie standardowe – standard deviation
V – współczynnik zmienności – variation coefficient
n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.7
Table 4.7

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P5
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P5

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	<i>n</i>	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	<i>V</i> [%]
1.	Odczyn Reaction pH	50	–	7,2	4,6–8,2	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ ·dm ⁻³	42	4639	2462	57,4–39220	6831,4	147,26
3.	Chlorki Chlorides mg Cl·dm ⁻³	50	5127,1	5222,5	270–20800	3192,3	62,26
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ ·dm ⁻³	50	713,9	780,1	1,8–1692,3	548,58	76,85
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ ·dm ⁻³	50	4,75	0,98	0,02–43,20	8,69	182,83
6.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ ·dm ⁻³	50	30,20	16,72	0,05–152,0	34,36	113,77
7.	Wapń Calcium mg Ca·dm ⁻³	50	230,88	193,24	8,65–828,2	192,88	83,54
8.	Magnez Magnesium mg Mg·dm ⁻³	50	100,84	90,65	6,50–382,40	86,56	85,83
9.	Potas Potassium mg K·dm ⁻³	50	1498,3	1552,5	54,0–8316,6	1317,36	87,92
10.	Sód Sodium mg Na·dm ⁻³	50	2244,5	2177,4	151,1–6600	1390,35	61,95
11.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ ·dm ⁻³	36	518,5	306,5	28,0–3362,1	724,21	139,67
12.	Mangan Manganese mg Mn·dm ⁻³	50	1,46	1,45	0,213–3,530	0,78	53,57
13.	Żelazo Iron mg Fe·dm ⁻³	50	28,14	26,28	3,15–73,60	16,53	58,76
14.	Nikiel Nickel mg Ni·dm ⁻³	46	0,363	0,213	0,011–3,830	0,597	164,584
15.	Chrom Chromium mg Cr·dm ⁻³	46	1,146	0,638	0,055–7,270	1,358	118,463
16.	Cynk Zinc mg Zn·dm ⁻³	46	0,486	0,312	0,045–2,690	0,571	117,467
17.	Miedź Copper mg Cu·dm ⁻³	46	0,243	0,146	0,004–1,930	0,326	134,063
18.	Ołów Lead mg Pb·dm ⁻³	46	0,051	0,021	0,001–0,480	0,087	172,696
19.	Kadm Cadmium mg Cd·dm ⁻³	46	0,005	0,002	0,0001–0,030	0,007	150,408

σ – odchylenie standardowe – standard deviation
V – współczynnik zmienności – variation coefficient
n – liczebność serii – sample dimension

Tabela 4.8
Table 4.8

Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych wód podziemnych z piezometru P9

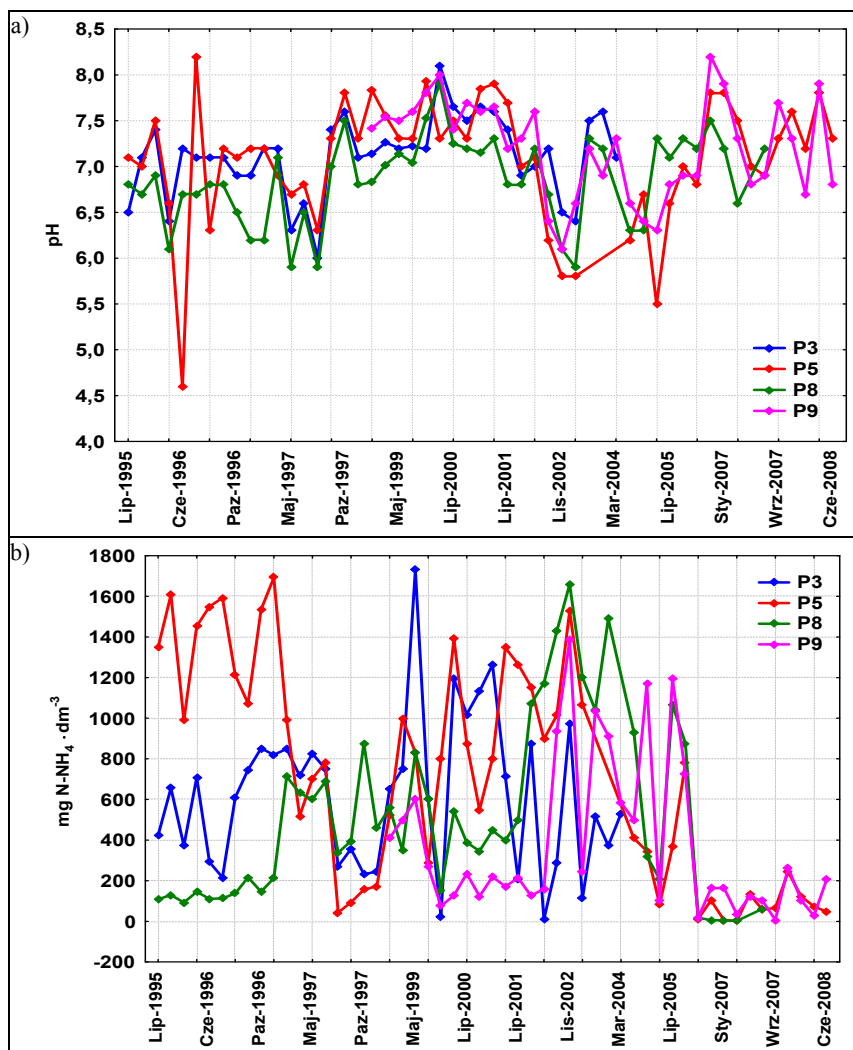
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of groundwater from piezometer P9

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	n	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	V [%]
1.	Odczyn Reaction	35	–	7,3	6,1–8,2	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr)	27	2636,8	1410	113,1–8200	2844,4	107,87
3.	Chlorki Chlorides	35	3152,9	2154	555–10550	2624,1	83,23
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen	35	377,9	214,0	6,5–1384,0	382,86	101,30
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	35	4,75	1,98	0,20–37,00	7,70	161,97
6.	Fosforany Phosphates	35	30,64	5,52	0,05–237,50	52,35	170,88
7.	Wapń Calcium	35	238,52	200,00	22,8–628,3	143,45	60,14
8.	Magnez Magnesium	35	146,03	97,70	19,0–1596,6	258,46	176,99
9.	Potas Potassium	35	857,2	566,4	16,5–2283	702,46	81,95
10.	Sód Sodium	35	1860,3	1412,5	216,6–5000	1535,04	82,51
11.	Siarczany Sulphates	35	418,3	324,2	19,3–2530	470,64	112,51
12.	Mangan Manganese	35	1,57	1,46	0,274–3,99	0,82	52,18
13.	Żelazo Iron	35	15,502	11,70	1,69–50,27	13,23	85,35
14.	Nikiel Nickel	31	0,412	0,218	0,037–3,80	0,666	161,701
15.	Chrom Chromium	31	0,773	0,300	0,067–3,93	0,949	122,750
16.	Cynk Zinc	31	0,208	0,150	0,034–0,650	0,176	84,595
17.	Miedź Copper	31	0,084	0,070	0,006–0,240	0,066	79,026
18.	Ołów Lead	31	0,035	0,008	0,001–0,450	0,094	269,617
19.	Kadm Cadmium	31	0,004	0,001	0,0001–0,050	0,010	272,847

σ – odchylenie standardowe – standard deviation

V – współczynnik zmienności – variation coefficient

n – liczebność serii – sample dimension

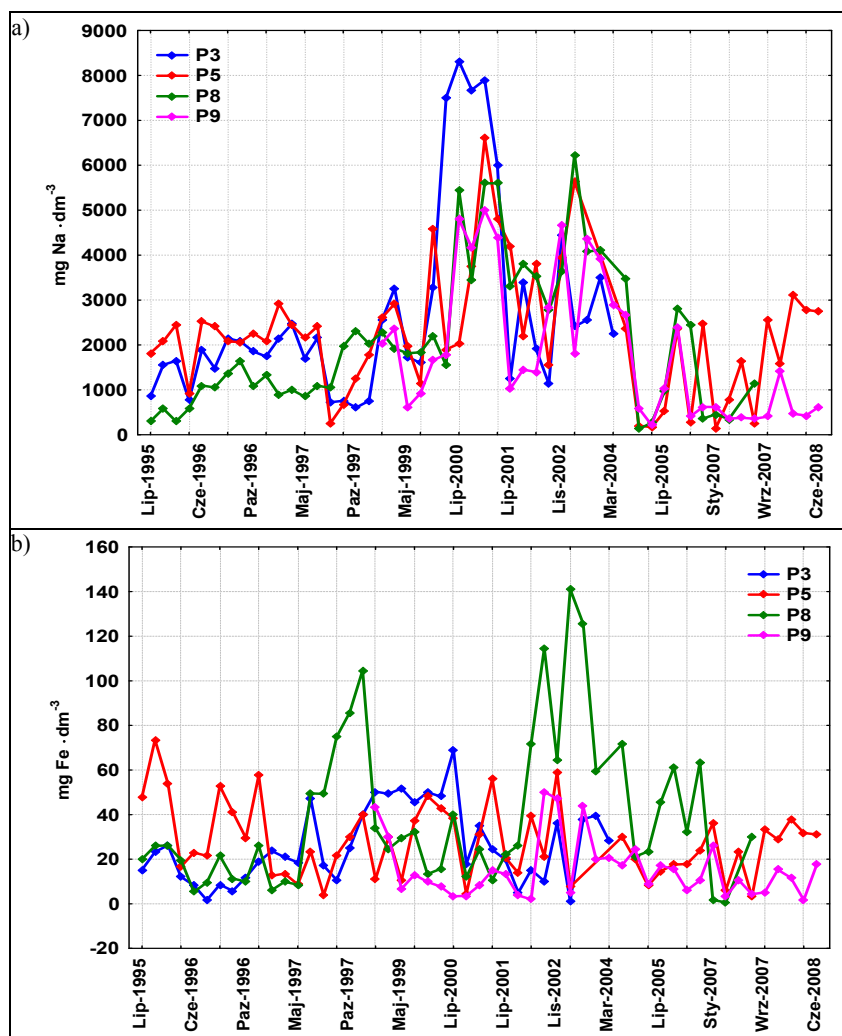


Rys. 4.4. Zmiany wartości odczynu (a) i stężeń azotu amonowego (b) w wodach odpływających za składowiskiem w latach 1995–2008

Fig. 4.4. The changes of the value of reaction rate (a) and of the concentration of ammonia nitrogen (b) in the water running from the dump during the years 1995–2008

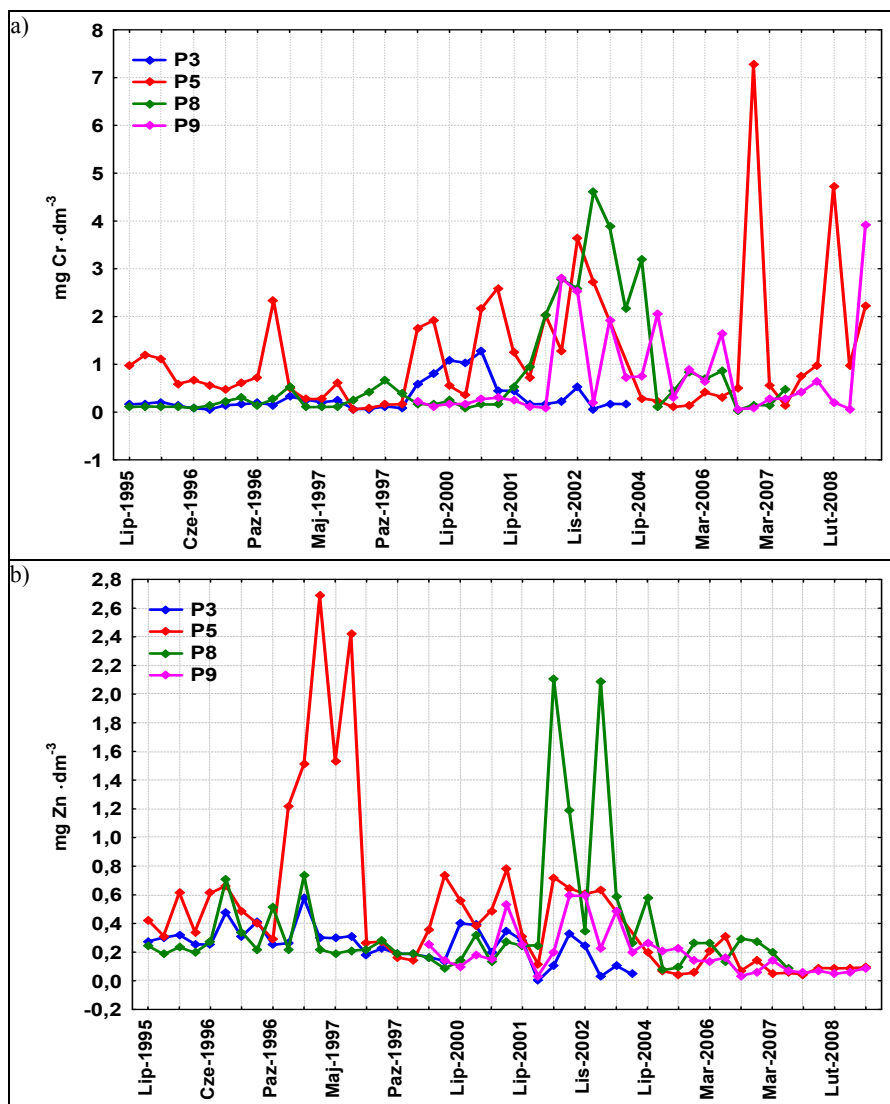
Na rysunkach 4.4–4.6 przedstawiono zmiany wartości odczynu oraz stężeń azotu amonowego, sodu, żelaza, chromu i cynku w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem w latach 1995–2008. W przypadku wszystkich wymienionych wskaźników występowały duże wahania, utrudniające rozpoznanie ewentualnych tendencji. Wyraźne zmiany odczynu oraz zawartości azotu amonowego, chromu i cynku występowały w wodach z piezometru P5, położonego najbliżej nieuszczelnionej części składowiska. Wody z piezometru P3 (w pobliżu zbiornika na odcieki) cechował duży zakres

zmian zawartości azotu amonowego, sodu i żelaza, szczególnie w ostatnich latach eksploatacji składowiska i po zamknięciu. W ostatnich latach eksploatacji na składowisko trafiały duże ilości świeżych odpadów, które mogły być źródłem zanieczyszczeń, stwierdzanych w wodach podziemnych. W końcowym okresie badań nastąpiło obniżenie zawartości azotu amonowego, sodu, żelaza i cynku w odpływie za składowiskiem. Mógł to być efekt zakończenia rekultywacji technicznej obiektu i zabezpieczenia bryły odpadów przed infiltracją wód opadowych.



Rys. 4.5. Zmiany stężeń sodu (a) i żelaza (b) w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem w latach 1995–2008

Fig. 4.5. The changes of the concentration of sodium (a) and iron (b) in the water running from the dump during the years 1995–2008



Rys. 4.6. Zmiany stężeń chromu (a) i cynku (b) w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem w latach 1995–2008

Fig. 4.6. The changes of the concentration (a) and zinc (b) in the water running from the dump during the years 1995–2008

4.3. Ocieki składowiskowe

Skład odcieków zależy od właściwości odpadów, stopnia ich rozkładu, zawartości wody i sposobu eksploatacji składowiska. W pierwszych latach eksploatacji składowiska ocieki cechuje odczyn od kwaśnego do obojętnego, wysoka zawartość substancji organicznych i azotu amonowego. Obecność kwasów organicznych zwiększa rozpuszczalność metali w odciekach. W czasie fazy metanogennej odczyn odcieków jest od obojętnego do zasadowego, wiąże się z tym także zmniejszenie zawartości węgla organicznego. Jony metali są nadal wymywane z odpadów, jednak zmiana odczynu powoduje ich mniejszą rozpuszczalność i obniżenie stężeń w odciekach. Zawartość azotu amonowego obniża się powoli, lecz pozostaje na wysokim poziomie [Williams 2002].

W tabeli 4.9 zestawiono wyniki badań składu fizyczno-chemicznego odcieków ze składowiska Maślice we Wrocławiu w latach 1995–2003. W tym czasie odczyn zmieniał się w przedziale 5,2–9,25 pH. Był to zakres nieco większy od zazwyczaj podawanych w literaturze [Kulikowska, Klimiuk 2008; Statom i in. 2004; Westlake 1995; Williams 2002]. Tak duże zmiany mogły wynikać z nagromadzenia odpadów i intensywności procesów rozkładu, co obserwowano także na innych obiektach, w krajach o różnym poziomie konsumpcji i warunkach geograficzno-klimatycznych [Öman, Junestedt 2008; Srivastava, Ramanathan 2008]. Wysokie wartości $ChZT_{(Cr)}$ oraz stężenia chlorków, azotu amonowego i azotanowego, fosforanów, wapnia, magnezu, potasu, sodu i siarczanów można uznać za typowe dla odcieków ze składowisk odpadów komunalnych, nie różnią się bowiem od wartości podawanych przez cytowanych wcześniej autorów. Natomiast stwierdzone w trakcie badań stężenia metali ciężkich były stosunkowo niskie, w porównaniu do danych zamieszczanych w literaturze [Öman, Junestedt 2008; Westlake 1995; Williams 2002], tym bardziej że na składowisko przez wiele lat trafiały ogromne ilości niesegregowanych odpadów z terenu Wrocławia i okolic.

Na rysunku 4.7 przedstawiono zmiany wartości odczynu w kolejnych latach badań odcieków ze składowiska Maślice. Pomimo okresowych wahań widoczna jest tendencja wzrostowa, charakterystyczna dla składowisk długotrwale eksploatowanych, we wnętrzu których dominują procesy fermentacji metanowej [Reinhart, Al-Yousfi 1996; Westlake 1995].

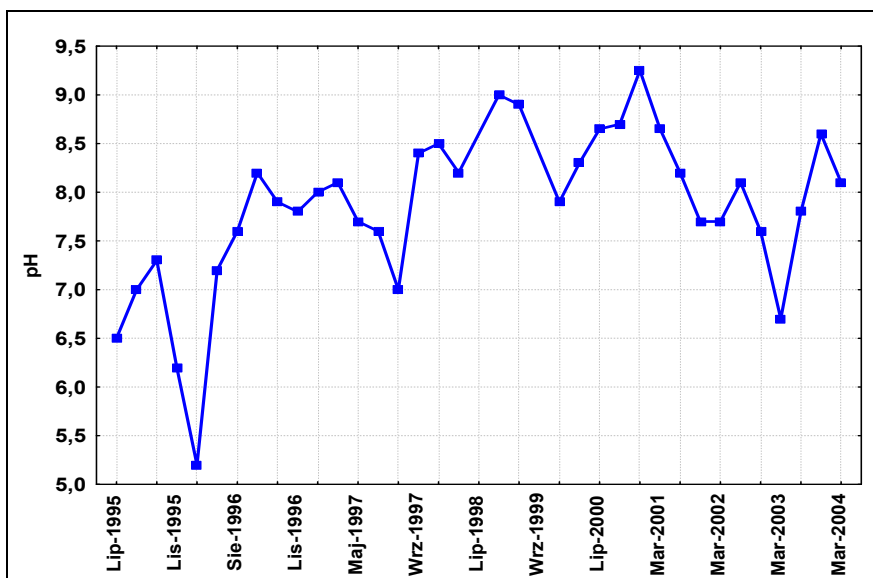
Na rysunkach 4.8–4.11 przedstawiono zmiany zawartości potasu, sodu, magnezu, wapnia, chromu, cynku, miedzi i ołowiu w badanych odciekach składowiskowych. Po zamknięciu obiektu wzrosły zawartości potasu i sodu, co mogło wynikać z nagromadzenia dużych ilości świeżych odpadów i wymywania z nich łatwo rozpuszczalnych składników (rys. 4.8). W przypadku pozostałych wskaźników zanieczyszczeń można zauważyć obniżanie wartości, potwierdzające fakt stabilizacji procesów rozkładu odpadów. Było to zjawisko typowe dla tzw. „starych” składowisk [Meller i in. 2001; Statom i in. 2004; Westlake 1995; Williams 2002]. Zmniejszenie ilości metali w składowanych odpadach i alkalizacja odczynu wpływają na spadek ilości rozpuszczalnych form metali i ich zawartości w odciekach, ograniczając tym samym potencjalny wpływ składowiska na środowisko. Większe zaniepokojenie może zatem budzić wymywanie dużych ilości takich składników jak sód i potas, zazwyczaj nie uważanych za szkodliwe dla środowiska, jednak w nadmiarze także mogących pogorszyć stan wód podziemnych.

Tabela 4.9
Table 4.9

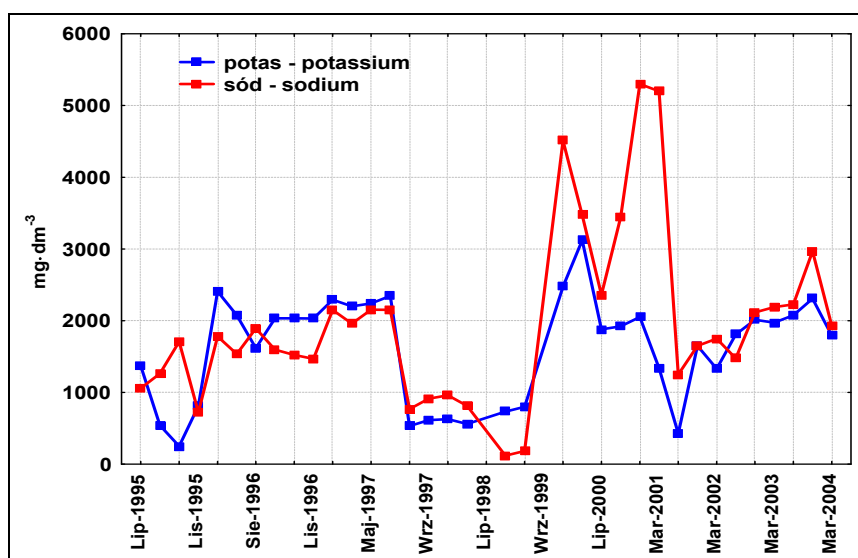
Wartości charakterystyczne (średnia, mediana, zakres, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności) właściwości fizyczno-chemicznych odcieków składowiskowych
Characteristic values (mean, median, range, standard deviation, variation coefficient) of the physio-chemical properties of seepage water

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution	n	Średnia Mean	Mediana Median	Zakres Range	σ	V [%]
1.	Odczyn Reaction	35	–	7,9	5,2–9,25	–	–
2.	ChZT _(Cr) COD _(Cr)	29	6702,7	2968,0	332–34302	8399,5	125,31
3.	Chlorki Chlorides	35	2810,9	2658,0	334–5000	1110,3	39,50
4.	Azot amonowy Ammonium nitrogen	35	566,7	386,4	19–1523,2	472,93	83,46
5.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	35	1,19	0,79	0,02–11,3	2,12	178,30
6.	Fosforany Phosphates	35	39,72	24,60	0,72–145,0	33,22	83,64
7.	Wapń Calcium	35	148,26	100,00	16,8–660,4	151,95	102,49
8.	Magnez Magnesium	35	115,33	87,00	18,2–300,0	79,68	69,09
9.	Potas Potassium	35	1607,5	1880,0	250–3121	737,65	45,89
10.	Sód Sodium	35	1958,4	1750,0	117–5300	1213	61,94
11.	Siarczany Sulphates	19	205,4	108,0	11,6–1400	321,7	156,62
12.	Mangan Manganese	33	1,84	0,19	0,040–17,0	3,67	199,22
13.	Żelazo Iron	33	18,38	3,39	0,8–150,2	36,98	201,15
14.	Nikiel Nickel	33	0,176	0,176	0,015–0,35	0,079	44,58
15.	Chrom Chromium	33	0,254	0,200	0,017–0,58	0,133	52,23
16.	Cynk Zinc	33	0,382	0,305	0,039–1,27	0,334	87,30
17.	Miedź Copper	33	0,093	0,102	0,007–0,32	0,075	80,79
18.	Ołów Lead	33	0,037	0,032	0,001–0,12	0,028	76,79
19.	Kadm Cadmium	33	0,003	0,001	0,0001–0,01	0,003	127,70

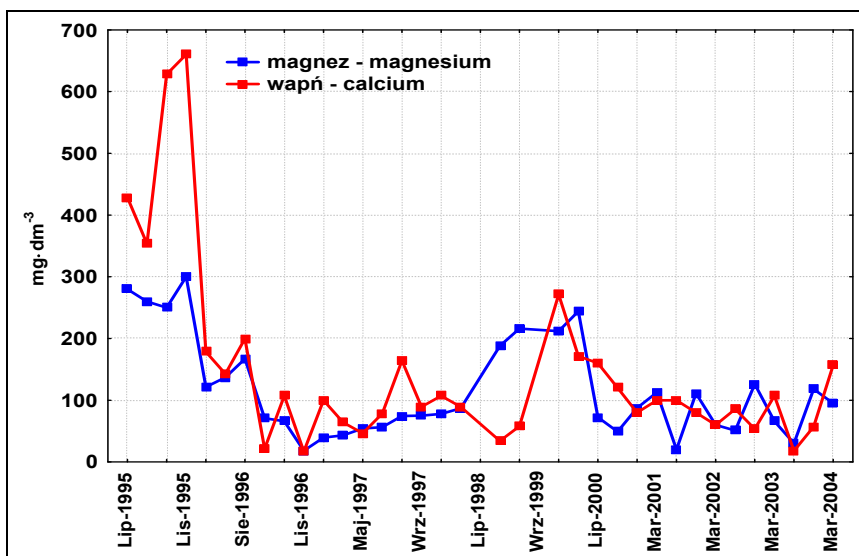
σ – odchylenie standardowe – standard deviation
 V – współczynnik zmienności – variation coefficient
 n – liczebność serii – sample dimension



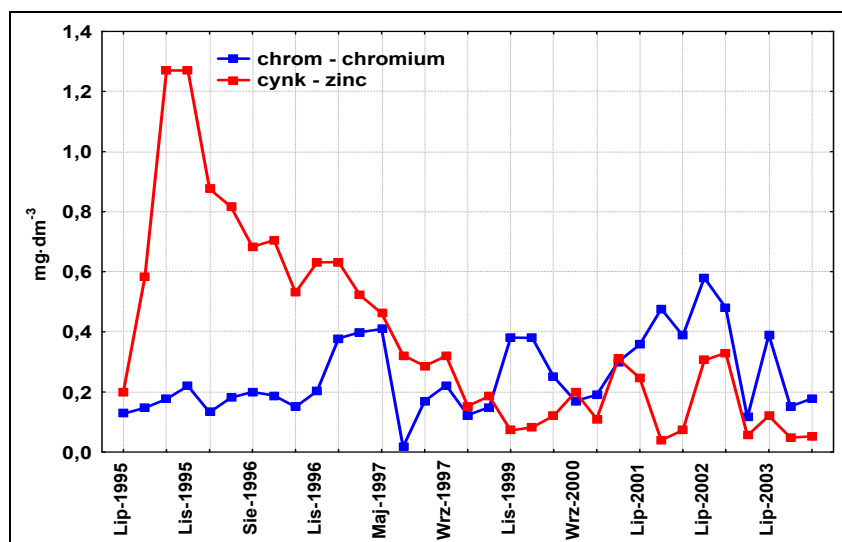
Rys. 4.7. Zmiany wartości odczynu w odciekach składowiskowych w latach 1995–2004
 Fig. 4.7. The changes of the value of reaction rate in the water seeping from the dump during the years 1995–2004



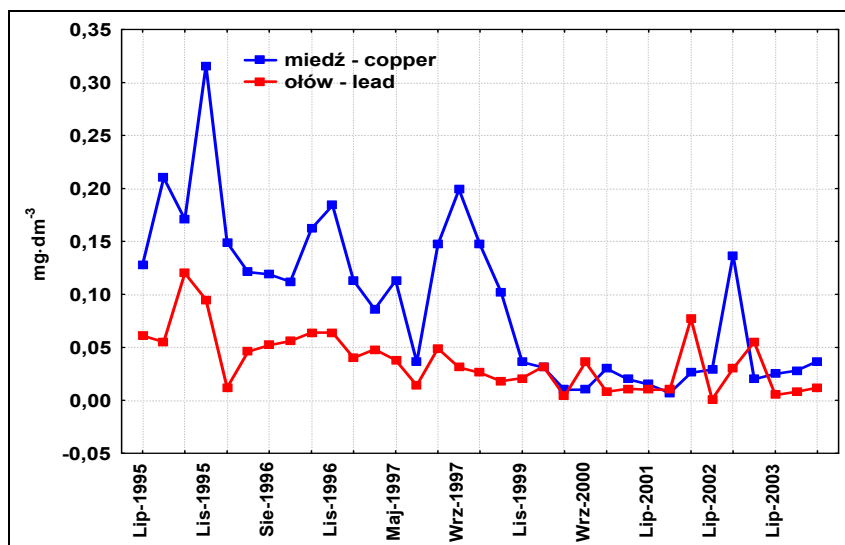
Rys. 4.8. Zmiany stężeń potasu i sodu w odciekach składowiskowych w latach 1995–2004
 Fig. 4.8. The changes of the concentration of potassium and sodium in the water seeping from the dump during the years 1995–2004



Rys. 4.9. Zmiany stężeń magnezu i wapnia w odciekach składowiskowych w latach 1995–2004
 Fig. 4.9. The changes of the concentration of magnesium and calcium in the water seeping from the dump during the years 1995–2004



Rys. 4.10. Zmiany stężeń chromu i cynku w odciekach składowiskowych w latach 1995–2004
 Fig. 4.10. The changes of the concentration of chromium and zinc in the water seeping from the dump during the years 1995–2004



Rys. 4.11. Zmiany stężeń miedzi i ołowiu w odciekach składowiskowych w latach 1995–2004

Fig. 4.11. The changes concentration of copper and lead in the water seeping from the dump during the years 1995–2004

Wielkością pomocną w ocenie jakości odcieków składowiskowych może być wskaźnik zanieczyszczenia odcieków (LPI), którego genezę i sposób określania przedstawiono w rozdziale 2 „Przegląd piśmiennictwa” [Kumar, Alappat 2005]. LPI obliczony dla składowiska Maślice na podstawie średnich zawartości badanych składników w roku 1995 wyniósł 34,69. Była to wartość stosunkowo wysoka, stwierdzona zarówno na składowiskach czynnych, jak i zamkniętych. Natomiast wartość LPI obliczona dla roku 2003 wyniosła już tylko 12,30. Wynikło to przede wszystkim z obniżenia wielkości $ChZT_{(Cr)}$ i stężenia azotu amonowego w odciekach, ponieważ te właśnie właściwości miały główny udział w wysokiej wartości wskaźnika dla roku 1995.

4.4. Badanie zgodności rozkładów serii analiz wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych oraz odcieków składowiskowych z rozkładem normalnym

W celu interpretacji wyników badań środowiska często sięga się po rozmaite miary i narzędzia statystyczne (średnia arytmetyczna, mediana, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności, test t , F czy χ^2). Są one szczególnie przydatne wtedy, gdy dysponujemy dłuższymi seriami obserwacyjnymi, uzyskanymi dla jednego punktu lub doświadczenia. Przy określaniu zależności pomiędzy badanymi cechami albo zjawiskami sięgamy po metody regresji (np. liniowej). Wiele z tych procedur wywodzi się bezpośrednio z rozkładu normalnego lub jest z nim związanych, stąd badane zmienne także powinny mieć rozkład normalny czy przynajmniej zbliżony. Niestety, w badaniach środowiska często spotykamy się z problemem braku zgodności otrzymany

serii wyników z tym typem rozkładu [Pulikowski 2004; Walewski 1989]. Możemy wtedy stosować testy nie wymagające spełnienia założenia o normalności (nieparametryczne), które jednak mogą mieć mniejszą moc lub posłużyć się testami parametrycznymi (związanymi z rozkładem normalnym), pod warunkiem że dysponujemy dostatecznie licznymi seriami wyników badań.

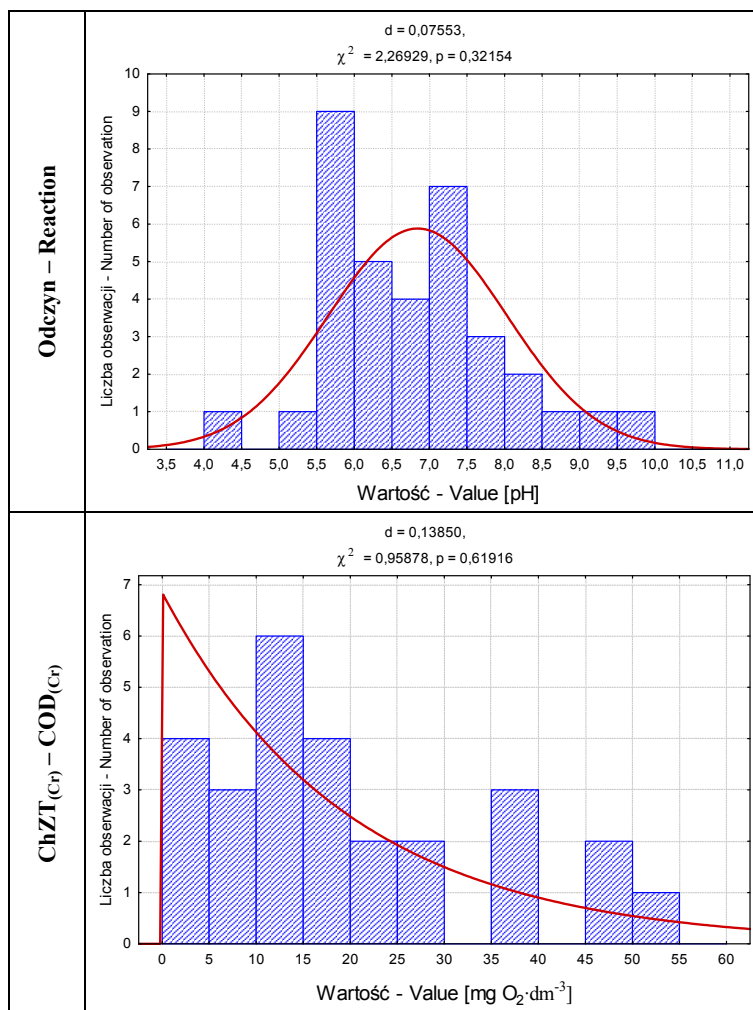
W celu określenia zgodności badanych cech (wskaźników zanieczyszczeń dla poszczególnych punktów) z rozkładem normalnym testowano hipotezę zerową H_0 : rozkład wartości badanego wskaźnika jest rozkładem normalnym przeciwko hipotezie alternatywnej H_1 : rozkład nie jest rozkładem normalnym. Do weryfikacji hipotezy zastosowano test χ^2 , przyjmując hipotezę zerową H_0 przy poziomie istotności $p > 0,05$. Wśród przebadanych cech większość nie wykazała zgodności z rozkładem normalnym, toteż poddano analizie ich zgodność z innymi typami rozkładów, analogicznie jak we wcześniejszym przypadku.

Przebadano wody pochodzące z: trzech piezometrów zlokalizowanych na dopływie do składowiska (P6, P1 i P12) i czterech piezometrów usytuowanych na odpływie (P3, P8, P5 i P9) – rysunki 4.12–4.18. W wodach podziemnych oznaczano 19 wskaźników zanieczyszczeń (cech). Łącznie analizie poddano rozkłady 133 cechy (57 na dopływie i 76 na odpływie). Uzyskane wyniki były bardzo zróżnicowane. W próbach wód dopływających do składowiska zgodność z rozkładem normalnym wykazały tylko wyniki oznaczeń odczynu w punkcie P6 (4.12) oraz zawartości siarczanów w wodach z punktu P1 (rys. 4.13). W pozostałych przypadkach (96,5%) uzyskane dane nie wykazały zgodności z rozkładem normalnym.

Nieco inaczej przedstawiała się sytuacja w wodach odpływających za składowiskiem. W prawie wszystkich punktach (poza P5) wyniki oznaczeń odczynu wykazały zgodność z rozkładem normalnym (rys. 4.18). Była to zarazem jedyna cecha o takim rozkładzie w punkcie P8. Dla pozostałych piezometrów hipotezę H_0 o rozkładzie normalnym przyjęto w przypadku: zawartości azotu amonowego w punkcie P3 (rys. 4.15), wapnia w punkcie P9, żelaza w punktach P3 i P5 (rys. 4.17), manganu w punktach P5 i P9 oraz cynku i miedzi w punkcie P3. Wszystkie te cechy stanowiły ok. 14,5% badanych w odpływie, czyli 85,5% nie wykazało zgodności z rozkładem normalnym.

Spośród wszystkich 133 przebadanych cech tylko 13 (9,8%) charakteryzował rozkład normalny, dlatego przebadano zgodność rozkładu pozostałych cech z innymi rozkładami. Brano pod uwagę rozkłady: wykładniczy, gamma, lognormalny i χ^2 . Ocenę zgodności z uwzględnianymi rozkładami przeprowadzano na podstawie testu χ^2 .

Uzyskane wyniki wykazały zgodność z rozkładem wykładniczym 35 cech stanowiących 26,3% przebadanego materiału (rysunki: 4.12; 4.14; 4.16; 4.18). Hipotezę o zgodności z rozkładem gamma przyjęto dla 19 badanych cech (14,3% – rysunki: 4.13; 4.14; 4.16; 4.17). Zgodność z rozkładem lognormalnym wykazało 17 cech (12,8% – rys. 4.15) a z rozkładem χ^2 – 4 cechy (3%). W przypadku 45 spośród 133 badanych cech (33,8%) ze względu na niskie wartości prawdopodobieństwa testowego (poniżej 0,05) nie można było przyjąć żadnej z testowanych hipotez.

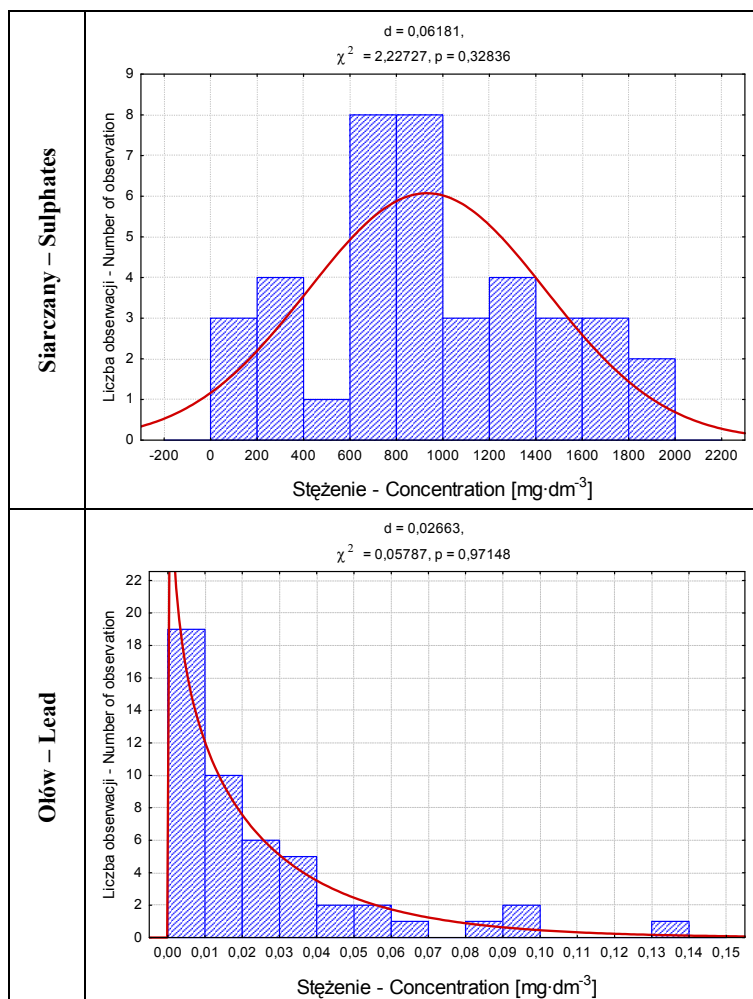


Rys. 4.12. Histogramy częstości występowania wartości odczynu (rozkład normalny) i ChZT_(Cr) (rozkład wykładniczy) w wodach podziemnych z piezometru P6

Fig. 4.12. Histograms showing the frequency of occurrence of the value of reaction rate (natural decomposition) and ChZT_(Cr) (exponential decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P6

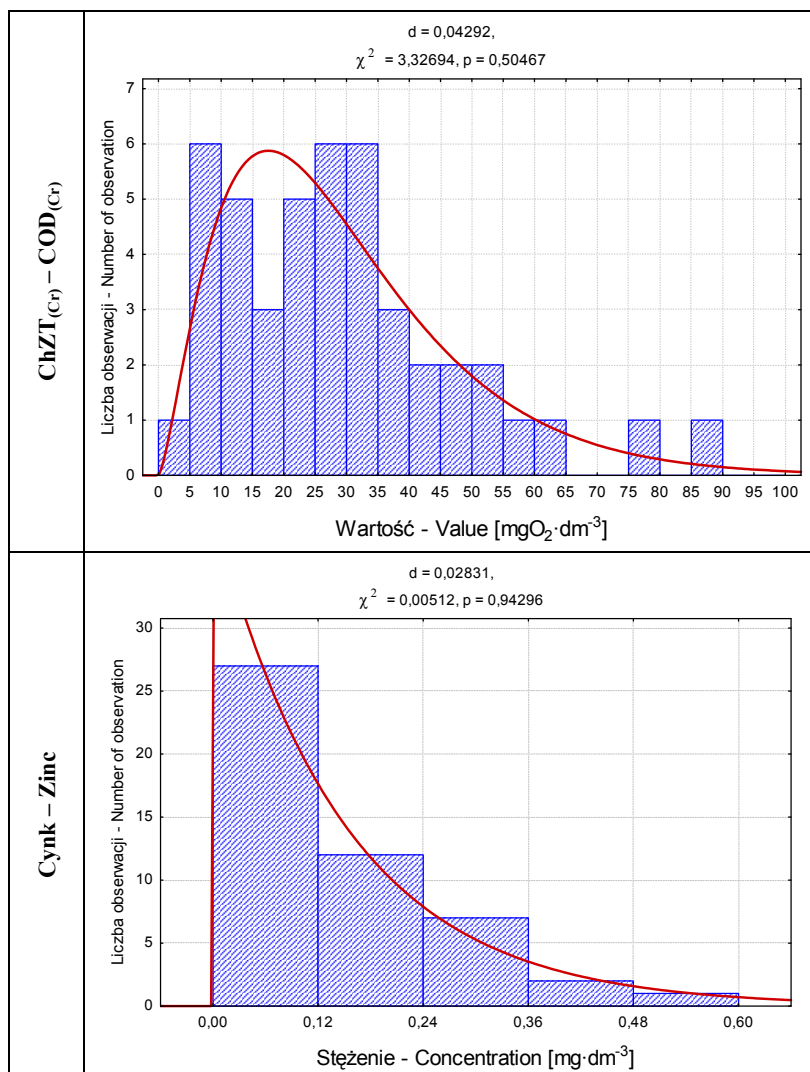
Na podstawie przedstawionych histogramów (rys. 4.12.–4.18) można określić także zakres najczęściej uzyskiwanych wyników oraz istotny zakres występowania wskaźnika w poszczególnych punktach obserwacyjnych. Wartość chemicznego zapotrzebowania na tlen wód dopływających do składowiska w punkcie P6 najczęściej wynosiła 10–15 mg O₂·dm⁻³, natomiast w punkcie P12 odpowiednio 5–10 i 25–35 mg O₂·dm⁻³. Istotny zakres dla tego wskaźnika wynosił dla wymienionych piezometrów: 0–20 mg O₂·dm⁻³ (P6) i 5–35 mg O₂·dm⁻³ (P12), co potwierdza tezę o zróżnicowaniu składu tych wód.

Widoczne jest także zróżnicowanie właściwości wód odpływających za składowiskiem. Najczęściej odnotowywane stężenia N-NH₄ w punkcie P3 mieściły się w przedziałach: 200–400 i 600–800 mg N-NH₄·dm⁻³. W punkcie P8 (położonym w odległości kilkudziesięciu metrów) odpowiadały im stężenia rzędu 100–200 mg N-NH₄·dm⁻³. Istotny zakres występowania azotu amonowego w wodach podziemnych z piezometru P3 wynosił 200–1000 mg N-NH₄·dm⁻³, natomiast w wodach z piezometru P8: 0–400 mg N-NH₄·dm⁻³.



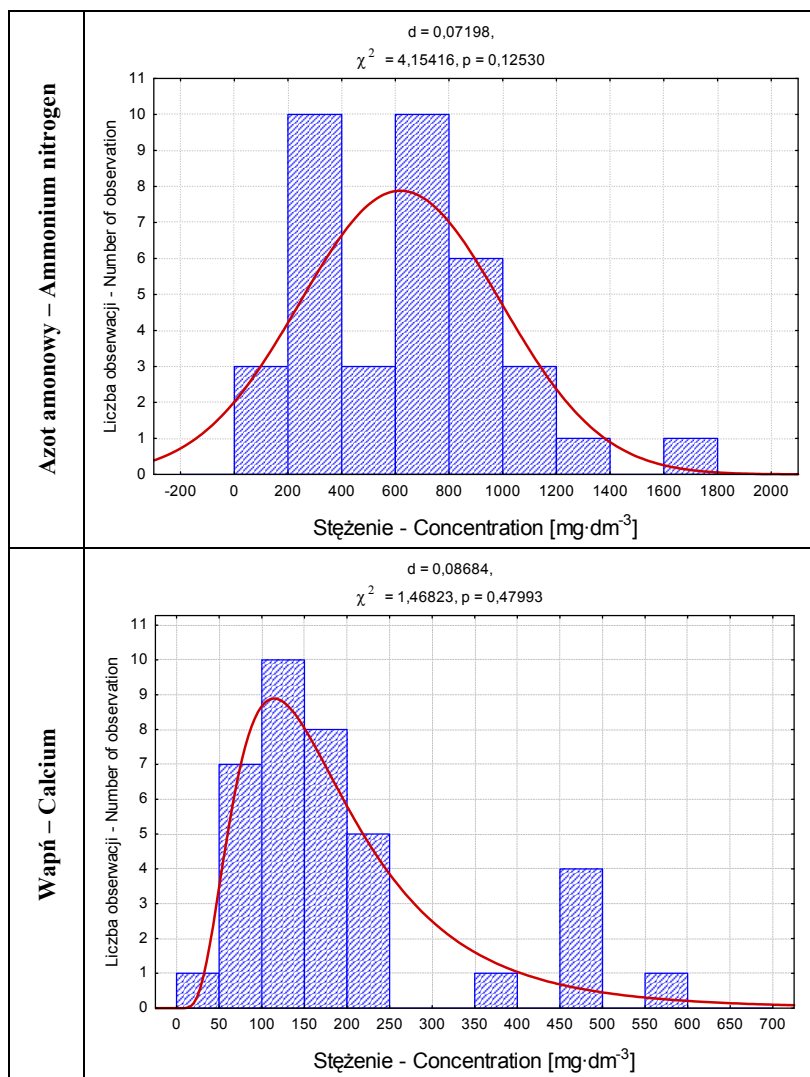
Rys. 4.13. Histogramy częstości występowania stężeń siarczanów (rozkład normalny) i ołowiu (rozkład gamma) w wodach podziemnych z piezometru P1

Fig. 4.13. Histograms showing the frequency of occurrence of the concentration of sulphates (natural decomposition) and lead (gamma decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P1

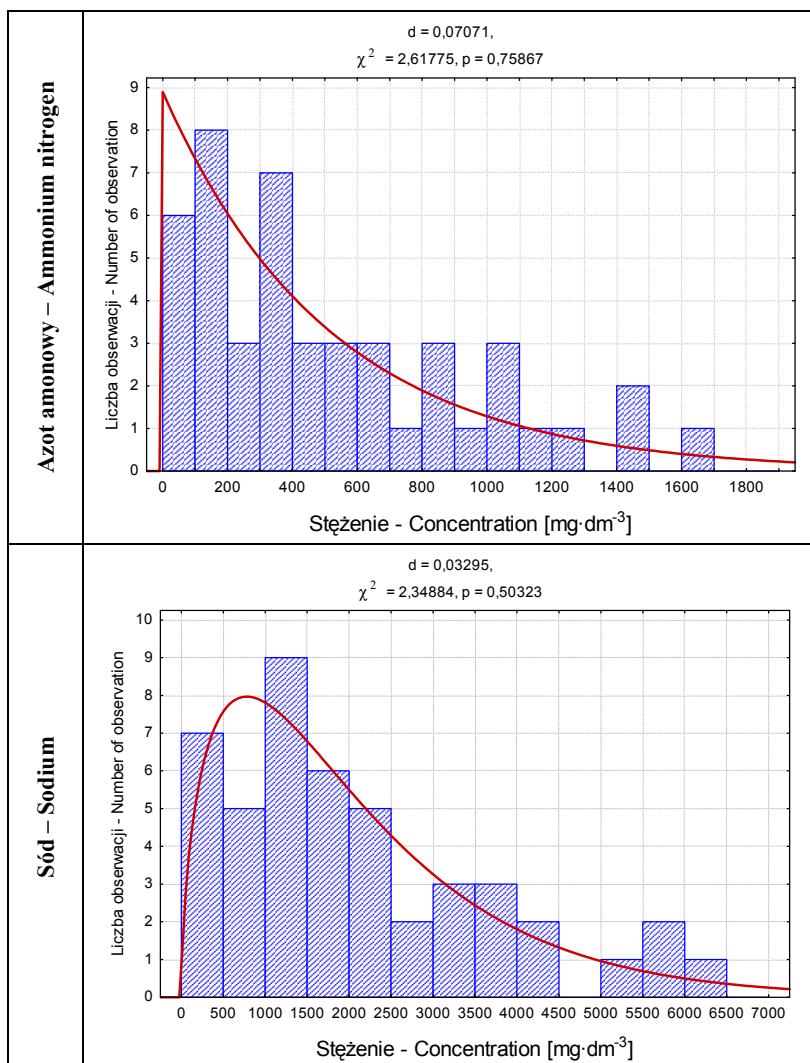


Rys. 4.14. Histogramy częstości występowania wartości CHZT_(Cr) (rozkład gamma) i stężeń cynku (rozkład wykładniczy) w wodach podziemnych z piezometru P12

Fig. 4.14. Histograms showing the frequency of occurrence of value of CHZT_(Cr) (gamma decomposition) and zinc (exponential decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P12

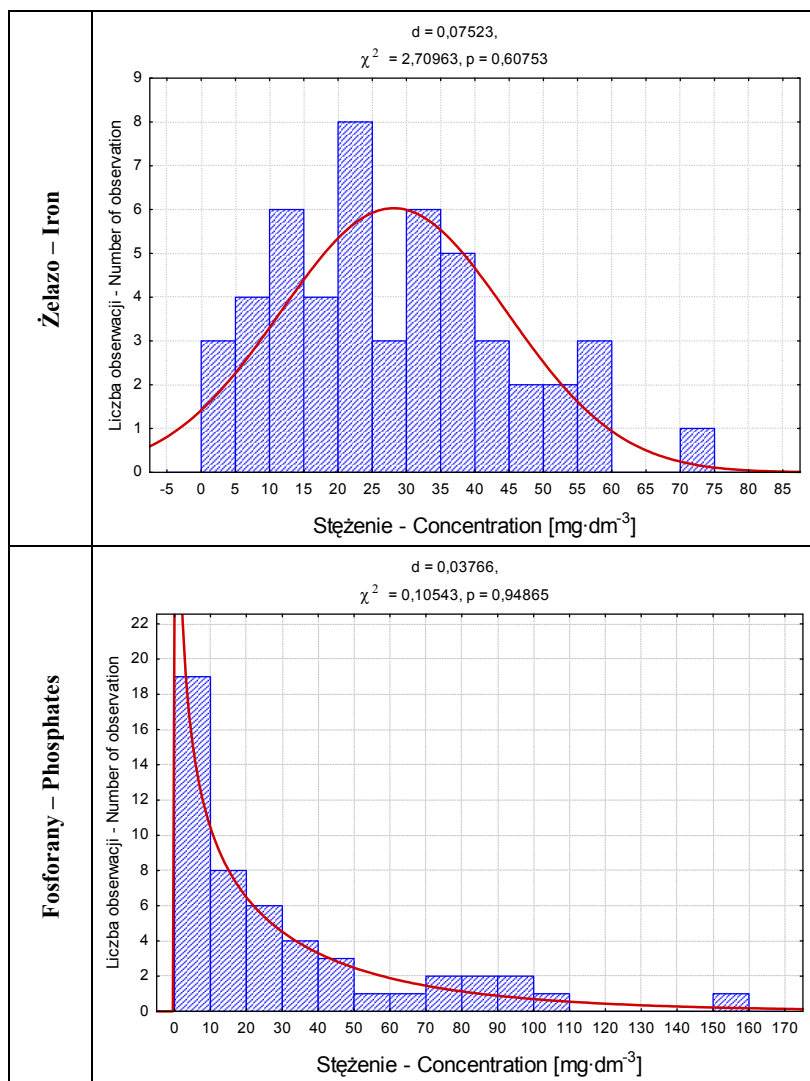


Rys. 4.15. Histogramy częstości występowania stężeń azotu amonowego (rozkład normalny) i wapnia (rozkład lognormalny) w wodach podziemnych z piezometru P3
 Fig. 4.15. Histograms showing the frequency of occurrence of the concentration of ammonium nitrogen (natural decomposition) and calcium (log normal decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P3



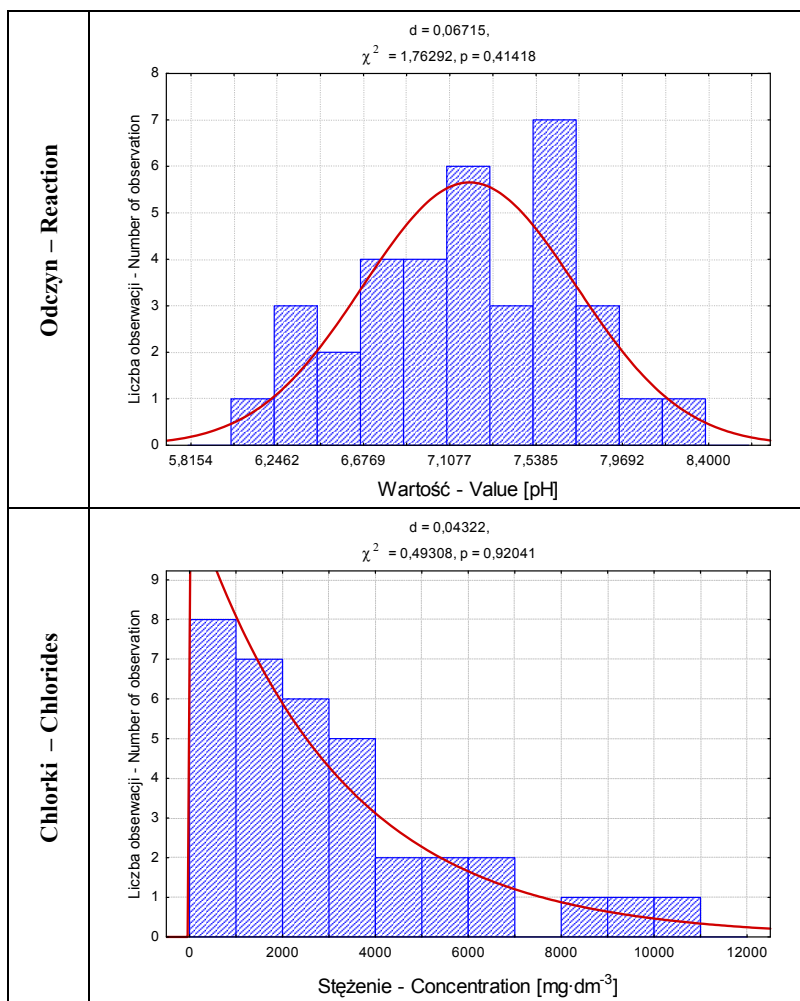
Rys. 4.16. Histogramy częstości występowania stężeń azotu amonowego (rozkład wykładniczy) i sodu (rozkład gamma) w wodach podziemnych z piezometru P8

Fig. 4.16. Histograms showing the frequency of occurrence of the concentration of ammonium nitrogen (exponential decomposition) and sodium (gamma decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P8



Rys. 4.17. Histogramy częstości występowania stężeń żelaza (rozkład normalny) i fosforanów (rozkład gamma) w wodach podziemnych z piezometru P5

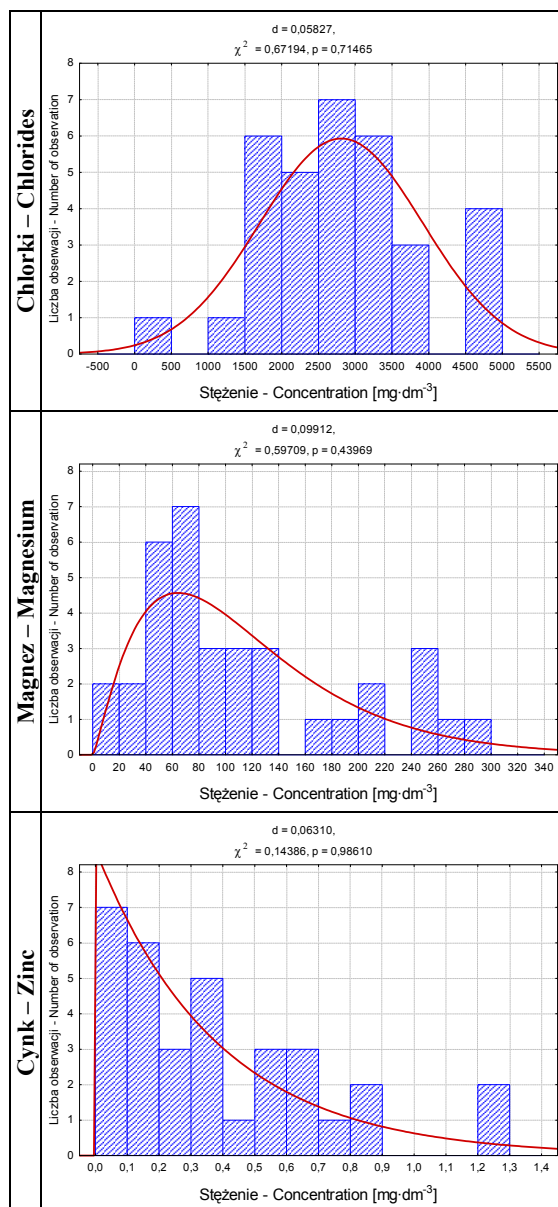
Fig. 4.17. Histograms showing the frequency of occurrence of the concentration of iron (natural decomposition) and phosphates (gamma decomposition) in the groundwater – estimates from piezometer P5



Rys. 4.18. Histogramy występowania wartości odczynu (rozkład normalny) i stężeń chlorków (rozkład wykładniczy) w wodach podziemnych z piezometru P9

Fig. 4.18. Histograms showing the frequency of occurrence of the value of reaction rate (natural decomposition) and concentration chlorides (exponential decomposition) in the ground-water – estimates from piezometer P9

Przeprowadzone analizy wykazały, że wyniki badań składu wód podziemnych mogą wykazywać brak zgodności z rozkładem normalnym, niezależnie od tego czy są to wody o składzie zbliżonym do naturalnego, czy znajdują się pod wpływem określonego źródła zanieczyszczenia. Utrudnia to stosowanie niektórych analiz statystycznych do oceny uzyskiwanych wyników badań. Przyczyną tak częstego braku zgodności danych z rozkładem normalnym i innymi rozkładami może być: zbyt mała ilość obserwacji lub mały zakres uzyskiwanych wyników.



Rys. 4.19. Histogramy częstości występowania stężeń chlorków (rozkład normalny), magnezu (rozkład gamma) i cynku (rozkład wykładniczy) w odciekach ze składowiska Maślice
 Fig. 4.19. Histograms showing the frequency of occurrence of the concentration of chlorides (normal decomposition), magnesium (gamma decomposition) in the seepage water from the Maślice dump

Analizie rozkładów poddano także wyniki badań odcieków ze składowiska Maślice. Spośród 19 oznaczanych wskaźników zanieczyszczeń (cech) zgodność z rozkładem normalnym wykazały wartości odczynu oraz stężenia chlorków (rys. 4.19) i niklu. Rozkład gamma odznaczał się najlepszym dopasowaniem w przypadku zawartości sodu i magnezu, a rozkład wykładniczy w odniesieniu do $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, fosforanów, cynku i ołowiu. Istotną zgodność z rozkładem lognormalnym stwierdzono w przypadku azotu amonowego, wapnia i kadmu. Pozostałe cechy (zawartości siarczanów, azotu azotanowego, potasu, manganu, żelaza, chromu i miedzi) nie wykazały statystycznie istotnej zgodności z żadnym z analizowanych rozkładów.

4.5. Różnice między badanymi populacjami

Wody podziemne pobierane z różnych punktów obserwacyjnych położonych w otoczeniu składowiska odpadów komunalnych Maślice we Wrocławiu charakteryzowały się zróżnicowanym składem chemicznym (rozdział 4.1–4.2). W związku z tym podjęto próbę określenia, czy stwierdzane różnice pomiędzy właściwościami wód z poszczególnych studni piezometrycznych były istotne.

Ocenę różnic pomiędzy badanymi populacjami (punktami poboru prób) przeprowadzono na podstawie testu t dla prób zależnych oraz jego odpowiednika z grupy testów nieparametrycznych – testu znaków. Zastosowanie testów dla prób zależnych pozwoliło na wyeliminowanie zmienności międzygrupowej, mogącej mieć wpływ na wyniki analizy. Punkty poboru prób wód podziemnych podzielono na dwie grupy: dopływ (piezometry P6, P1, P12) oraz odpływ (P3, P8, P5 i P9). Porównywano między sobą cechy odpowiadające parom punktów należących do różnych grup (każdy z każdym). W teście t dla prób zależnych testowano hipotezę $H_0: \mu_n = \mu_m$ przy hipotezie alternatywnej $H_1: \mu_n \neq \mu_m$ na poziomie istotności $p = 0,05$. Hipotezę odrzucano, gdy wartość obliczona t -Studenta $|t| > t_{p/2}$. W teście znaków testowano hipotezę $H_0: z = Z / Y - X > 0 / = Z / Y - X < 0 / = 0,5$, wobec hipotez alternatywnych $H_1: z > 0,5$ lub $H_2: z < 0,5$. Hipotezy weryfikowano za pomocą testu χ^2 , na poziomie istotności $p = 0,05$. Hipotezę H_0 odrzucano, gdy obliczona wartość statystyki należała do domkniętego obszaru krytycznego $R_{(p,n)}$, gdzie p – przyjęty poziom istotności, n – liczebność analizowanej populacji. Ogółem przeprowadzono 216 porównań. Różnice istotne dla każdej pary wskaźników oznaczano symbolem: „ \diamond ” dla testu t i „ \blacklozenge ” dla testu znaków (tabela 4.10).

Na podstawie analizy danych przedstawionych w tabeli 4.10 należy stwierdzić, że w zdecydowanej większości przypadków występowały istotne różnice pomiędzy wartościami wskaźników zanieczyszczeń w badanych punktach, potwierdzone przez dwa różne testy (177 porównań). Dotyczyło to wszystkich porównań wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, stężeń chlorków, azotu amonowego, fosforanów, wapnia, magnezu, potasu, sodu, żelaza i chromu, a także niektórych różnic pomiędzy zawartościami azotu azotanowego, siarczanów, manganu, niklu, cynku, miedzi, ołowiu i kadmu. Ponieważ testy uwzględniały możliwość wystąpienia związku pomiędzy składem chemicznym wód dopływających do składowiska i odpływających za nim, można uznać, że stwierdzone różnice powstały głównie wskutek kontaktu wód z zanieczyszczeniami przedostającymi się do podłoża. W 22 przypadkach obydwa zastosowane testy nie wykazały istotnych różnic pomiędzy badanymi punktami. Dotyczyło to głównie zawartości metali ciężkich (kadmu, ołowiu,

cynk, nikiel, mangan), które występowały w niewielkich stężeniach zarówno w dopływie, jak i odpływie. Stwierdzono także 10 przypadków istotnych różnic wykazanych przez test *t* dla prób zależnych, niepotwierdzonych przez test znaków (bardziej wrażliwy) oraz 7 przypadków, w których miała miejsce odwrotna sytuacja. Ponieważ w ponad 92% przypadków uzyskano zgodne wyniki przeprowadzonych testów, można uznać, że pomimo braku zgodności analizowanych cech z rozkładem normalnym test parametryczny może posłużyć do oceny różnic pomiędzy jakością wód podziemnych w badanych punktach.

Tabela 4.10

Table 4.10

Porównanie składu chemicznego wód podziemnych z 7 otworów obserwacyjnych
The comparison of the chemical makeup of groundwater from seven observation holes

Lp. No.	Wskaźniki zanieczyszczenia Indicators of pollution		P3	P8	P5	P9
1.	ChZT _(Cr) COD _(Cr) mg O ₂ · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
2.	Chlorki Chlorides mg Cl · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
3.	Azot amonowy Ammonium nitrogen mg N-NH ₄ · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
4.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen mg N-NO ₃ · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
5.	Fosforany Phosphates mg PO ₄ · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
6.	Wapń Calcium mg Ca · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
7.	Magnez Magnesium mg Mg · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
8.	Potas Potassium mg K · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
9.	Sód Sodium mg Na · dm ⁻³	P6	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
10.	Siarczany Sulphates mg SO ₄ · dm ⁻³	P6	◇/	◇/	◇/◆	◇/◆
		P1	◇/◆	◇/◆	◇/◆	◇/◆
		P12	/	/	◇/	◇/◆

Tabela 4.10 cd.
Table 4.10 cont.

1	2		3	4	5	6	
11.	Mangan Manganese	mg Mn · dm ⁻³	P6	/♦	/♦	◇/♦	◇/♦
			P1	/	/	◇/♦	◇/♦
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
12.	Żelazo Iron	mg Fe · dm ⁻³	P6	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P1	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
13.	Nikiel Nickel	mg Ni · dm ⁻³	P6	/♦	/♦	/♦	/♦
			P1	/♦	/♦	/♦	/
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
14.	Chrom Chromium	mg Cr · dm ⁻³	P6	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P1	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
15.	Cynk Zinc	mg Zn · dm ⁻³	P6	◇/♦	◇/♦	◇/	◇/♦
			P1	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/
16.	Miedź Copper	mg Cu · dm ⁻³	P6	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P1	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	◇/♦
17.	Ołów Lead	mg Pb · dm ⁻³	P6	/	/	/	/
			P1	◇/	◇/	◇/	/
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	/
18.	Kadm Cadmium	mg Cd · dm ⁻³	P6	/♦	/♦	/	/
			P1			◇/	/
			P12	◇/♦	◇/♦	◇/♦	/

◇ – test *t* – hipoteza odrzucona – różnica istotna na poziomie $p = 0,05$

◇ – *t*-test (the hypothesis was rejected) – the difference is significant at level $p = 0,05$

♦ – test znaków – hipoteza odrzucona – różnica istotna na poziomie $p = 0,05$

♦ – sign test (the hypothesis was rejected) – the difference is significant at level $p = 0,05$

4.6. Korelacje pomiędzy badanymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód podziemnych i odcieków składowiskowych

W tabeli 4.11 przedstawiono wartości współczynników korelacji pomiędzy badanymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód dopływających do składowiska. Ponieważ analizowane dane często nie wykazywały zgodności z rozkładem normalnym (rozdział 4.4), do oceny związku pomiędzy badanymi cechami zastosowano nieparametryczny współczynnik porządku rang Spearmana. Większość badanych wskaźników zanieczyszczeń wykazywała ujemną korelację z rzędnymi zwierciadła wód podziemnych, świadcząc o zmniejszaniu stężeń przy większej objętości wody i wzroście przy niskich stanach, były to więc naturalne zależności. Ujemne wartości przyjmowały także współczynniki korelacji pomiędzy odczynem wód a badanymi składnikami (poza zawartością azotu azotanowego, fosforanów, potasu i kadmu). Zależność ta wynikała z faktu największego zanieczyszczenia wód o niskim odczynie (głównie piezometr P1).

Tabela 4.11
Table 4.11

Korelacje pomiędzy rzędnymi i wskaźnikami zanieczyszczenia wód podziemnych dopływających do składowiska Masłice
Correlations between the coordinates and the indicators of the pollution of groundwater flowing into the Masłice dump

Wskaźniki Indicators	rzędne coord.	pH	Cl	Mg	Ca	N-NH ₄	N-NO ₃	PO ₄	K	Na	SO ₄	Mn	Fe	CHZT _(Cr)	Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	
pH	0,35																			
Cl	-0,40	-0,31																		
Mg	0,10	-0,28	0,17																	
Ca	-0,28	-0,27	0,29	0,41																
N-NH ₄	-0,54	-0,37	0,29	-0,22	0,02															
N-NO ₃	-0,10	0,08	0,02	-0,07	0,23	0,05														
PO ₄	-0,14	0,07	0,02	-0,24	-0,18	0,37	-0,12													
K	-0,35	0,14	0,14	-0,13	0,36	0,23	0,34	-0,03												
Na	-0,51	-0,19	0,58	0,24	0,57	0,25	0,25	-0,04	0,57											
SO ₄	-0,31	-0,51	0,38	0,62	0,41	0,34	-0,12	0,10	-0,10	0,36										
Mn	-0,34	-0,68	0,37	0,36	0,33	0,39	-0,22	0,02	-0,06	0,26	0,70									
Fe	-0,32	-0,59	0,36	0,34	0,31	0,29	-0,23	-0,05	-0,06	0,23	0,68	0,84								
CHZT _(Cr)	-0,43	-0,47	0,39	0,25	0,46	0,25	-0,09	-0,07	0,23	0,51	0,62	0,65	0,70							
Ni	-0,14	-0,35	0,22	0,21	0,26	0,11	-0,13	-0,18	0,05	0,21	0,38	0,67	0,63	0,52						
Cr	0,07	-0,19	0,14	0,15	0,24	-0,16	-0,15	-0,44	-0,06	0,02	0,07	0,33	0,33	0,24	0,59					
Zn	-0,46	-0,62	0,38	0,12	0,25	0,49	-0,11	0,16	0,08	0,27	0,60	0,81	0,75	0,58	0,60	0,23				
Cu	-0,24	-0,46	0,19	0,18	0,19	0,31	-0,17	-0,08	0,01	0,19	0,45	0,63	0,61	0,49	0,59	0,51	0,54			
Pb	-0,34	-0,18	0,03	-0,14	0,01	0,48	-0,15	0,14	0,18	0,10	0,09	0,36	0,31	0,25	0,06	-0,06	0,32	0,27		
Cd	-0,16	-0,14	0,00	0,03	0,28	0,22	0,04	-0,12	0,28	0,27	0,08	0,28	0,23	0,25	0,22	0,02	0,28	0,13	0,47	

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 4.12
Table 4.12

Korelacje pomiędzy rzędnymi i wskaźnikami zanieczyszczenia wód podziemnych odpływających za składowiskiem Masłice
Correlations between the coordinates and the indicators of the pollution of groundwater running from the Masłice dump

Wskaźniki Indicators	rzędne coord.	pH	Cl	Mg	Ca	N-NH ₄	N-NO ₃	PO ₄	K	Na	SO ₄	Mn	Fe	CHZT _(Cr)	Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	
pH	0,02																			
Cl	-0,13	-0,04																		
Mg	0,17	0,19	0,29																	
Ca	0,06	0,18	0,19	0,37																
N-NH ₄	-0,04	-0,12	0,66	0,22	0,19															
N-NO ₃	-0,26	0,14	0,09	0,23	0,10	-0,24														
PO ₄	-0,09	-0,11	0,36	0,14	0,00	0,49	-0,06													
K	-0,06	0,12	0,64	0,23	0,39	0,67	-0,09	0,35												
Na	-0,06	0,21	0,62	0,39	0,47	0,54	0,04	0,32	0,85											
SO ₄	0,13	0,10	-0,25	0,05	-0,08	-0,20	0,02	-0,31	-0,12	-0,30										
Mn	-0,14	-0,15	-0,33	-0,42	-0,27	-0,26	-0,17	-0,26	-0,41	-0,45	0,17									
Fe	-0,06	0,05	0,44	0,28	0,12	0,47	-0,10	0,32	0,39	0,38	-0,16	-0,06								
CHZT _(Cr)	-0,24	-0,02	0,73	0,42	0,12	0,67	0,12	0,43	0,69	0,65	-0,12	-0,40	0,56							
Ni	-0,16	-0,02	0,33	0,18	0,12	0,40	0,18	0,14	0,39	0,34	-0,04	0,01	0,43	0,53						
Cr	-0,08	0,03	0,58	0,34	0,16	0,50	0,26	0,32	0,54	0,49	-0,04	-0,36	0,54	0,70	0,74					
Zn	-0,14	-0,16	0,38	-0,19	0,22	0,57	-0,25	0,16	0,53	0,35	-0,19	-0,07	0,27	0,40	0,30	0,33				
Cu	0,05	-0,20	0,29	-0,31	0,08	0,44	-0,40	0,04	0,36	0,14	-0,05	0,12	0,25	0,25	0,35	0,28	0,70			
Pb	0,03	-0,31	0,17	-0,26	-0,06	0,35	-0,46	0,06	0,16	0,04	-0,23	0,26	0,22	0,21	0,11	-0,01	0,43	0,52		
Cd	-0,15	-0,08	0,05	-0,30	0,02	0,18	-0,21	-0,12	0,03	-0,05	-0,09	0,24	0,13	0,09	0,11	0,03	0,35	0,36	0,59	

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Korelacje pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczenia odcieków ze składowiska Maślice
Correlations between the indicators of the pollution of seepage water at the Maślice dump

Wskaźniki Indicators	pH	Cl	ChZT ^(Cr)	Mg	Ca	N-NH ₄	N-NO ₃	PO ₄	K	Na	SO ₄	Mn	Fe	Ni	Cr	Zn	Cu	Pb	
Cl	0,14																		
ChZT ^(Cr)	-0,40	0,23																	
Mg	-0,19	-0,27	0,43																
Ca	-0,40	-0,27	0,29	0,54															
N-NH ₄	-0,50	-0,02	0,39	0,10	0,14														
N-NO ₃	0,01	0,40	0,17	0,07	0,04	-0,24													
PO ₄	0,46	-0,09	-0,59	-0,18	-0,29	-0,11	0,01												
K	-0,02	0,41	0,10	-0,20	-0,21	0,32	0,18	0,25											
Na	0,17	0,53	-0,03	-0,18	-0,04	-0,11	0,29	0,18	0,67										
SO ₄	-0,18	-0,46	0,11	0,04	-0,20	0,08	-0,13	0,42	0,01	-0,32									
Mn	-0,51	-0,42	0,18	0,33	0,38	0,44	-0,36	-0,25	-0,42	-0,74	0,43								
Fe	-0,53	-0,23	0,64	0,34	0,23	0,68	-0,24	-0,32	-0,09	-0,49	0,30	0,68							
Ni	-0,08	0,41	0,19	0,06	-0,24	0,03	0,28	-0,06	0,13	0,13	-0,01	-0,06	-0,06						
Cr	0,20	0,48	-0,04	-0,23	-0,38	-0,13	0,21	0,07	0,15	0,23	-0,12	-0,27	-0,36	0,77					
Zn	-0,41	0,17	0,58	0,09	0,17	0,69	-0,24	-0,43	-0,06	-0,37	-0,25	0,53	0,75	0,05	-0,08				
Cu	-0,48	-0,32	0,43	0,35	0,30	0,63	-0,35	-0,26	-0,19	-0,60	0,25	0,70	0,73	-0,17	-0,30	0,69			
Pb	-0,52	-0,34	0,46	0,18	0,27	0,56	-0,21	-0,36	-0,22	-0,39	0,01	0,36	0,47	-0,15	-0,24	0,51	0,60		
Cd	-0,33	-0,20	0,35	0,42	0,56	0,40	-0,06	-0,44	-0,35	-0,37	-0,31	0,45	0,46	-0,02	-0,17	0,53	0,45	0,47	

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Większość pozostałych istotnych współczynników korelacji wykazywała wartości dodatnie, świadcząc o proporcjonalnych zmianach pomiędzy wartościami odpowiadających im wskaźników zanieczyszczeń. Najmniej istotnych korelacji z innymi składnikami wykazywały zawartości azotu azotanowego, fosforanów i potasu.

W tabeli 4.12 przedstawiono wartości współczynników korelacji pomiędzy badanymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód odpływających za składowiskiem. Zauważalne jest wyraźne osłabienie związku pomiędzy rzędnymi zwierciadła wody a jej właściwościami fizyczno-chemicznymi, świadczące o pojawieniu się innego czynnika wpływającego na jakość wody. Mniejsza ilość składników wykazywała także związek z odczynem wody, pojawiły się dodatnie wartości współczynników korelacji, świadczące o wzrastaniu stężeń magnezu, wapnia i sodu wraz ze wzrostem odczynu. Słaby związek badanych wskaźników zanieczyszczenia z odczynem stwierdzono także w trakcie badań wód podziemnych narażonych na oddziaływanie innych składowisk odpadów komunalnych [Mor i in. 2006; Pujari, Deshpande 2005]. Zwiększyła się ilość wskaźników związanych ze stężeniami chlorków i magnezu, odwrotnie niż w przypadku wapnia. Spośród 128 istotnych współczynników korelacji stwierdzonych w wodach dopływających do składowiska – w odpływie pozostało 78, z których część zmieniła znak. Nie można już więc zakładać równomiernego wzrostu lub obniżania się stężeń (szczególnie makroskładników) w badanych wodach. Podobnie niejednorodny charakter zmian składu wód podziemnych wykazała analiza wyników badań prowadzonych na innych obiektach [Mor i in. 2006; Pujari, Deshpande 2005; Srivastava, Ramanathan 2008].

W tabeli 4.13 przedstawiono wyniki analizy korelacji pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczeń, oznaczanymi w odciekach ze składowiska Maślice we Wrocławiu. Widoczna jest ujemna korelacja pomiędzy niektórymi wskaźnikami ($\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, wapń, azot amonowy, mangan, żelazo, cynk, miedź, ołów), których wartości obniżały się w trakcie badań a odczynem, którego wartości w tym czasie rosły. Można uznać to za potwierdzenie faktu stabilizacji procesów rozkładu odpadów we wnętrzu składowiska, kiedy odczyn odcieków ulega alkalizacji a ilość wymywanych zanieczyszczeń maleje. Korelacje występowały także pomiędzy zawartościami większości analizowanych metali ciężkich (mangan, żelazo, cynk, miedź, ołów, kadm), których stężenia zmieniały się w podobnym tempie.

5. Modelowanie zależności pomiędzy właściwościami wód podziemnych oraz odcieków składowiskowych za pomocą ogólnych modeli regresji wielorakiej

Badania zanieczyszczenia środowiska w otoczeniu obiektów, na których są składowane odpady stałe lub wylwane odpady ciekłe, mogą posłużyć nie tylko do oceny aktualnego stanu, ale także prognozy dotyczącej bliższej lub dalszej przyszłości. Do oceny związku pomiędzy badanymi czynnikami często stosowane są metody regresji (np. liniowej). Wybór parametrów, mających wpływ na jakość badanych elementów środowiska lub chociażby tylko charakterystycznych dla przebiegających procesów, jest zagadnieniem trudnym, dlatego zastosowano metodę regresji wielorakiej, tworząc ogólne modele regresji, określające związki pomiędzy zmiennymi objaśniającymi (predyktorami, zmiennymi niezależnymi) a grupą zmiennych objaśnianych (zależnych). W przypadku wielowymiarowym, kiedy mamy do czynienia z więcej niż jedną zmienną niezależną, równanie regresji wielorakiej ma postać:

$$Y = a + b_1 \cdot X_1 + b_2 \cdot X_2 + \dots + b_p \cdot X_p$$

gdzie:

Y – zmienna zależna,

a – wyraz wolny,

$b_1, b_2, b_3 \dots b_p$ – współczynniki regresji,

$X_1, X_2 \dots X_p$ – zmienne niezależne (objaśniające, predyktory).

Modele regresji wielorakiej należą do stosunkowo prostych modeli, pozwalających na ilościowe ujęcie związków pomiędzy wieloma zmiennymi niezależnymi a zmiennymi zależnymi, bez wyjaśnienia źródeł tych związków. Są łatwe do oceny krzyżowej lub zastosowania w innych badaniach (np. na innym obiekcie). Dostępne narzędzia umożliwiają zastosowanie bez większych problemów modeli regresji wielorakiej w różnych zagadnieniach. Pewnym ograniczeniem w stosowaniu jest wymaganie spełnienia założenia normalności. W regresji wielorakiej zakłada się, że reszty (różnice pomiędzy wartościami obserwowanymi i obliczonymi na podstawie równań regresji) podlegają rozkładowi normalnemu. Co prawda, test F stosowany do weryfikacji poszczególnych hipotez nie jest zbyt wrażliwy na odstępstwa od tej zasady, należy pamiętać, że wiele analizowanych zmiennych nie wykazało zgodności z tym typem rozkładu, efekty modelowania w ich przypadku mogą więc nie być zadowalające [Larose 2008].

Przykładem wykorzystania regresji liniowej i wielorakiej do określenia wartości wskaźników zanieczyszczenia wód podziemnych w zależności od odległości od składowiska i czasu jego eksploatacji mogą być modele opracowane na podstawie wyników

badan terenowych i laboratoryjnych, przeprowadzonych na terenie składowisk w Sianowie i La Balme (Francja). Na ich podstawie ustalono mechanizmy usuwania zanieczyszczeń z odcieków składowiskowych w gruncie oraz opracowano równania precyzujące stężenia zanieczyszczeń w wodach [Szymański 1987]. Model oparty na analizie regresji wielorakiej wykorzystano także do opisu zmian zawartości polichlorowanych bifenyli (PCBs) w odciekach ze składowiska odpadów w Sianowie. Pozwoliło to na wybranie kongenerów, które w największym stopniu wpływały na sumę PCBs, umożliwiając tym samym ograniczenie zakresu kosztownych analiz chemicznych [Sidełko, Siebielska 1999].

Ogólny model może być traktowany jako rozszerzenie liniowej regresji wielorakiej dla pojedynczej zmiennej zależnej. Pozwala na analizę wielu zmiennych zależnych, dopuszcza także ich liniowe transformacje lub kombinacje. W sytuacji gdy wyniki wielu zmiennych zależnych są skorelowane, mogą zostać zastosowane wielowymiarowe testy istotności, pozwalające na stwierdzenie, które wymiary zmiennych objaśnianych są, a które nie są powiązane ze zmiennymi objaśniającymi (predyktorami) [Larose 2008].

Przy tworzeniu ogólnych modeli regresji dla wód podziemnych i odcieków składowiskowych do grupy zmiennych niezależnych wytypowano:

- rzędne zwierciadła wód podziemnych – wysokości nad poziomem morza (przy braku innych źródeł zanieczyszczeń ich zmiany wpływają na zmiany właściwości wód podziemnych);
- $ChZT_{(Cr)}$ (wskaźnik związany z procesami biochemicznego rozkładu w środowisku);
- pH (wskaźnik, którego zmiany w odciekach składowiskowych są charakterystyczne dla przebiegu procesów rozkładu we wnętrzu składowiska);
- Cl, N-NH₄, SO₄ (składniki wymywane w dużych ilościach ze składowisk odpadów komunalnych; szczególnie chlorki, które nie ulegają sorpcji ani wymianie jonowej, są wskaźnikami umożliwiającym śledzenie rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w środowisku).

Pozostałe analizowane zmienne: Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd stanowiły zbiór zmiennych zależnych.

Przedstawione w pracy modele tworzone metodą regresji krokowej wstecznej, do kodowania zmiennych wykorzystując parametryzację z sigma-ograniczeniami. Model tworzony był na podstawie wyników badań uzyskanych w latach 1995–2005, natomiast prognozy na lata 2006–2008 wykorzystywano do oceny krzyżowej. Na początku model zawierał pełny zbiór zmiennych niezależnych, w kolejnych krokach odrzucane były najmniej wnoszące zmienne. Do tworzenia modeli wykorzystano trzy zbiory danych:

1. Wyniki badań właściwości wód podziemnych dopływających do składowiska (próby pobierane z piezometrów P6, P1, P12).
2. Wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9).
3. Wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem uzupełnione wynikami badań odcieków składowiskowych (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9 oraz zbiornika na odcieki).

Dla każdego ze zbiorów danych konstruowano dwa modele: w pierwszym wykorzystano pełny zbiór zmiennych niezależnych (rzędne, $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, pH, Cl, N-NH₄, SO₄), w drugim zmienne niezależne o największej liczbie obserwacji (rzędne, pH, Cl, N-NH₄). Modele opierające się na trzecim zbiorze danych (wody odpływające wraz z odciekami składowiskowymi) nie uwzględniały zmiennej niezależnej „rzędne”.

Dodatkowym sprawdzeniem skuteczności predykcji modelu było obliczenie współczynników korelacji nieparametrycznej (Spearmana) pomiędzy wartościami obserwowanymi a prognozowanymi dla całego modelu ogółem oraz dla poszczególnych punktów w nim uwzględnianych [Larose 2008]. Wybrane przykłady zależności pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi przedstawiono na wykresach. Dla każdego modelu przeprowadzono także ocenę czystego błędu i braku dopasowania. We wszystkich przypadkach wyniki tego testu nie dały statystycznie istotnych wyników, świadcząc o ogólnym dopasowaniu.

Łącznie przeanalizowano sześć ogólnych modeli regresji:

- R1: wody dopływające do składowiska, z grupy zmiennych niezależnych w kolejnych krokach regresji odrzucono: N-NH₄, pH i rzędne, pozostawiając: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl i SO₄.
- R2: wody dopływające do składowiska, z grupy zmiennych niezależnych odrzucono: N-NH₄, pozostawiając: Cl, pH, rzędne.
- R3: wody odpływające za składowiskiem, z grupy zmiennych niezależnych odrzucono: N-NH₄, pH, SO₄, pozostawiając: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, rzędne.
- R4: wody odpływające za składowiskiem, zmienne niezależne: Cl, N-NH₄, pH, rzędne.
- R5: wody odpływające za składowiskiem wraz z odciekami, z grupy zmiennych niezależnych odrzucono: N-NH₄, pH, SO₄, pozostawiając: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ i Cl.
- R6: wody odpływające za składowiskiem wraz z odciekami, zmienne niezależne: Cl, N-NH₄, pH.

5.1. Wody podziemne dopływające do składowiska

W tabeli 5.1 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności dla zmiennych niezależnych wchodzących w skład modelu R1, który został opracowany na podstawie wyników badań wód podziemnych dopływających do składowiska. Spośród sześciu zmiennych niezależnych włączonych na początku – w trakcie regresji krokowej wstecznej odrzucono: rzędne, pH oraz N-NH₄. W modelu pozostały zmienne objaśniające: Cl, SO₄ oraz $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$. Najsilniejszy związek ze zmiennymi objaśnianymi (najniższą wartość współczynnika lambda Wilksa) stwierdzono w przypadku zmiennej „Cl”, najslabszy dotyczył zmiennej „SO₄”.

Ocenę parametrów regresji modelu przedstawiono w tabeli 5.2. Zaznaczono w niej istotne statystycznie wartości standaryzowanych współczynników regresji (β), świadczące o związku zmiennej niezależnej z wartościami zmiennych objaśnianych. Zmienna „ $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ ” wpływała w największym stopniu na prognozowane wartości zmiennych: Ca i Cu, a także Mn, Ni, Cr, Zn. Związek był wprost proporcjonalny – wzrost wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ wiązał się ze wzrostem wartości wymienionych zmiennych zależnych. Zmienna niezależna była typowym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód, toteż najczęściej zwiększenie jej wartości wiązało się ze zwiększeniem ilości innych zanieczyszczeń. Zmienna objaśniająca „SO₄” wykazywała wprost proporcjonalny związek ze zmiennymi:

Mg (największy), Mn i Fe, potwierdzając charakter zmian zachodzących w wodach dopływających do składowiska (biochemiczne utlenianie siarczków metali – rozdział 4). Zmiany zawartości chlorków wiązały się wprost proporcjonalnie ze zmianami stężeń fosforanów (najbardziej) i miedzi w badanych wodach. Wymienione zmienne niezależne nie wpłynęły istotnie na zmiany wartości zmiennych: N-NO₃, K, Na, Pb, Cd.

Tabela 5.1

Table 5.1

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R1
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R1

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,285	6,645	0,000
2.	Rzędne – Coordinates	1,000		
3.	pH	1,000		
4.	Cl	0,209	9,990	0,000
5.	N-NH ₄	1,000		
6.	SO ₄	0,566	2,025	0,043
7.	ChZT _(Cr)	0,415	3,718	0,001

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$

Marked results are significant from $p < 0,05$

W tabeli 5.3 przedstawiono wyniki regresji wielokrotnej zmiennych zależnych. Adekwatność modelu ($p < 0,05$) stwierdzono w przypadku: Mg, Ca, PO₄, Mn, Fe, Ni, Zn, Cu. Dla tych wskaźników zanieczyszczeń wartości skorygowanego współczynnika determinacji (R^2 poprawiony) wynosiły od 0,276 do 0,694, czyli od 27,6 do 69,4% ich zmienności było opisane przez model. Najwyższe wartości współczynnika korelacji liniowej i determinacji stwierdzono w przypadku zmiennych zależnych: Mn, PO₄ i Fe, najniższe (statystycznie istotne) dla zmiennych zależnych Mg i Zn.

Współczynniki korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R1 dla całego dopływu do składowiska oraz dla poszczególnych piezometrów zlokalizowanych po tej stronie obiektu zestawiono w tabeli 5.4. Podobnie jak w przypadku korelacji liniowej istotne związki w wodach dopływających stwierdzono dla zmiennych objaśnianych: Mg, Ca, Mn, Fe, Ni, Zn i Cu. Dodatkowo zaobserwowano istotne korelacje dla wskaźników Na i Cr, natomiast zastosowana statystyka nie potwierdziła korelacji dla zmiennej PO₄. Związki pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi w dopływie ogółem nie przełożyły się znacząco na wyniki dla poszczególnych punktów poboru prób wód podziemnych. Istotnie statystycznie współczynniki korelacji nieparametrycznej stwierdzono tylko w przypadku zmiennych Mn, Fe, Zn (P1), Cu (P6), Mg, Ca, Na i Cu (P12). Brak widocznych korelacji w punktach badawczych mógł być spowodowany kształtowaniem składu wody przez wiele nakładających się czynników oraz zmniejszeniem ilości ważnych przypadków uwzględnianych w modelu (występujące braki w oznaczeniach ChZT_(Cr) i SO₄).

Tabela 5.2
Table 5.2

Ocena parametrów regresji – model R1
The evaluation of the parameters of regression – model R1

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	Cl	SO ₄	ChZT _(Cr)	
1.	Mg	BS	4,415	0,002	0,008	0,139
		β		-0,001	0,663	-0,076
		p	0,395	0,995	0,001	0,676
2.	Ca	BS	9,458	0,005	0,016	0,298
		β		-0,030	0,039	0,621
		p	0,953	0,779	0,820	0,001
3.	N-NO ₃	BS	0,247	0,000	0,000	0,008
		β		-0,090	-0,132	0,026
		p	0,010	0,525	0,560	0,909
4.	PO ₄	BS	0,651	0,000	0,001	0,021
		β		0,789	0,069	-0,149
		p	0,000	0,000	0,610	0,275
5.	K	BS	1,457	0,001	0,002	0,046
		β		-0,134	-0,301	0,275
		p	0,000	0,338	0,179	0,220
6.	Na	BS	8,665	0,004	0,015	0,273
		β		0,175	-0,159	0,373
		p	0,045	0,204	0,466	0,092
7.	Mn	BS	0,264	0,000	0,000	0,008
		β		0,138	0,476	0,417
		p	0,015	0,078	0,000	0,001
8.	Fe	BS	7,514	0,004	0,013	0,237
		β		0,052	0,491	0,301
		p	0,184	0,587	0,002	0,052
9.	Ni	BS	0,035	0,000	0,000	0,001
		β		0,125	0,256	0,467
		p	0,853	0,233	0,127	0,007
10.	Cr	BS	0,015	0,000	0,000	0,000
		β		0,081	-0,402	0,471
		p	0,280	0,556	0,070	0,035

Tabela 5.2 cd.
Table 5.2 cont.

1	2	3	4	5	6	7
11.	Zn	BS	0,311	0,000	0,001	0,010
		β		0,022	0,186	0,407
		p	0,219	0,852	0,327	0,036
12.	Cu	BS	0,006	0,000	0,000	0,000
		β		0,233	0,085	0,609
		p	0,685	0,027	0,608	0,001
13.	Pb	BS	0,007	0,000	0,000	0,000
		β		0,027	0,138	-0,017
		p	0,014	0,849	0,544	0,940
14.	Cd	BS	0,001	0,000	0,000	0,000
		β		-0,059	0,047	0,198
		p	0,132	0,669	0,832	0,374

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

Tabela 5.3
Table 5.3

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R1
Summary of the regression of dependent variables – model R1

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,605	0,366	0,328	9,605	0,000
2.	Ca	0,656	0,431	0,396	12,600	0,000
3.	N-NO ₃	0,142	0,020	-0,039	0,342	0,795
4.	PO ₄	0,807	0,652	0,631	31,195	0,000
5.	K	0,240	0,058	0,001	1,023	0,390
6.	Na	0,303	0,092	0,037	1,686	0,182
7.	Mn	0,843	0,711	0,694	41,048	0,000
8.	Fe	0,749	0,561	0,534	21,281	0,000
9.	Ni	0,687	0,472	0,440	14,896	0,000
10.	Cr	0,299	0,089	0,035	1,636	0,193
11.	Zn	0,563	0,317	0,276	7,740	0,000
12.	Cu	0,695	0,483	0,452	15,554	0,000
13.	Pb	0,127	0,016	-0,043	0,272	0,846
14.	Cd	0,249	0,062	0,006	1,104	0,356

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 5.4
Table 5.4

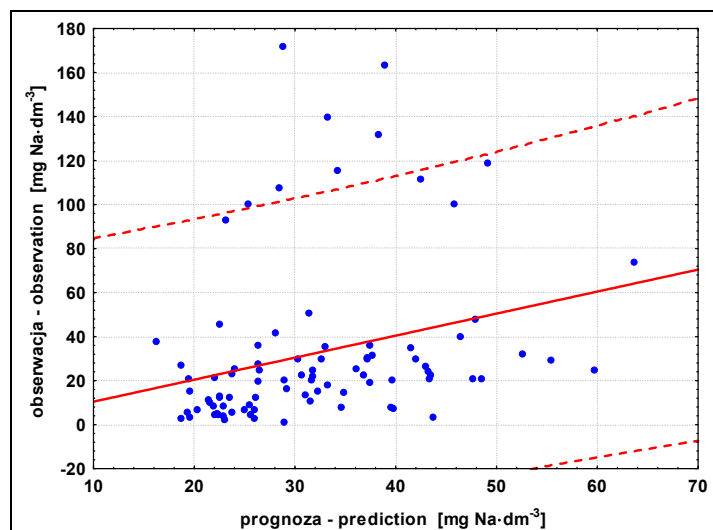
Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych dopływających do składowiska – model R1
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing into the dump – model R1

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, SO ₄			
		DOPŁYW INFLOW	P1	P6	P12
1.	Mg	0,594	0,028	0,299	0,561
2.	Ca	0,471	0,267	0,111	0,667
3.	N-NO ₃	0,184	0,352	-0,212	0,334
4.	PO ₄	0,191	0,157	0,054	0,306
5.	K	0,163	-0,104	0,240	0,292
6.	Na	0,446	-0,031	0,285	0,512
7.	Mn	0,779	0,559	0,278	0,326
8.	Fe	0,751	0,397	0,375	0,128
9.	Ni	0,501	0,200	0,319	0,175
10.	Cr	0,230	0,162	0,225	0,344
11.	Zn	0,624	0,455	0,113	-0,058
12.	Cu	0,558	0,325	0,397	0,469
13.	Pb	0,106	0,040	-0,203	0,351
14.	Cd	0,110	0,063	0,082	0,190

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

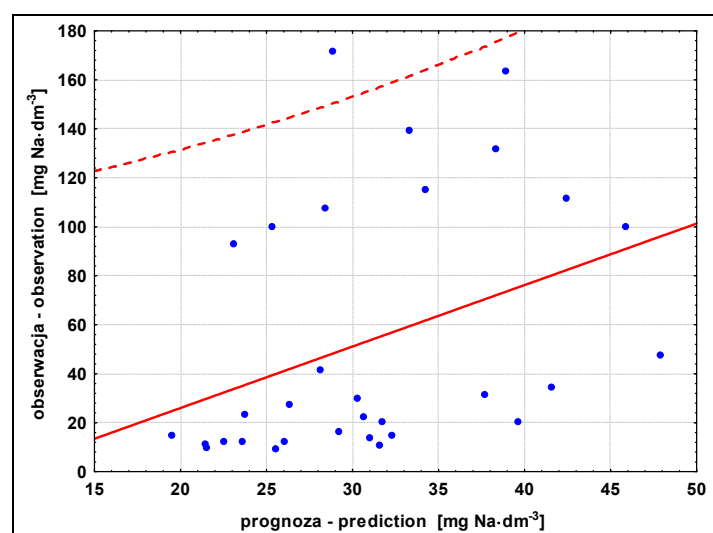
Na rysunkach 5.1 i 5.2 przedstawiono zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – ogółem (rys. 5.1) i w wodach z piezometru P12 (rys. 5.2). W obydwu przypadkach widoczny jest dość szeroki zakres prognozy oraz pojedyncze przypadki nie mieszczące się w tym zakresie.

Do drugiego modelu (R2) przedstawiającego ogólną regresję pomiędzy zmiennymi niezależnymi i 14 zmiennymi zależnymi wybrano te predyktory, dla których dysponowano największą liczbą obserwacji (Cl, N-NH₄, pH i rzędne). W tabeli 5.5 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności zmiennych niezależnych, wchodzących w skład modelu. Z powodu braku istotnego związku ze zmiennymi objaśnianymi, w trakcie regresji krokowej wstecznej odrzucono zmienną N-NH₄. W modelu pozostały: Cl, pH i rzędne. Najsilniejszy związek ze zmiennymi objaśnianymi wykazała zmienna „Cl”.



Rys. 5.1. Zawartość sodu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R1)

Fig. 5.1. Sodium content in the groundwater flowing into the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R1)



Rys. 5.2. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P12 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R1)

Fig. 5.2. Sodium content in the groundwater (estimate from piezometer P12) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R1)

Tabela 5.5
Table 5.5

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R2
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R2

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,667	2,751	0,002
2.	Rzędne – Coordinates	0,670	2,703	0,003
3.	pH	0,653	2,924	0,001
4.	Cl	0,387	8,716	0,000
5.	N-NH ₄	1,000		

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Ocenę parametrów regresji modelu R2 przedstawiono w tabeli 5.6. Zaznaczono istotne statystycznie wartości standaryzowanych współczynników regresji (β), świadczące o związku zmiennej niezależnej z wartościami danej zmiennej objaśnianej. Związek pomiędzy zmienną „rzędne” a zawartościami wapnia, potasu (najsilniejszy) i sodu w wodach dopływających do składowiska był odwrotnie proporcjonalny – zwiększanie miąższości warstwy wodonośnej powodowało zmniejszanie stężeń tych składników i odwrotnie. Proporcjonalnie do wartości „pH” zmieniały się zawartości azotu azotanowego i potasu, odwrotnie proporcjonalnie – stężenia manganu, żelaza, niklu, cynku i miedzi (przy obniżaniu odczynu rośla rozpuszczalność wymienionych metali). Zawartości fosforanów w wodach dopływających do składowiska były silnie związane z wartościami zmiennej niezależnej „Cl”. Żadna ze zmiennych niezależnych uwzględnionych w modelu nie wykazała istotnego związku z zawartościami: magnezu, chromu, ołowiu i kadmu.

W tabeli 5.7 przedstawiono wyniki regresji wielokrotnej zmiennych zależnych wchodzących w skład modelu R2. Adekwatność modelu ($p < 0,05$) dotyczyła zmiennych zależnych: Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Zn, Cu. W przypadku wymienionych wskaźników zanieczyszczeń wartości skorygowanego współczynnika determinacji (R^2 poprawiony) wynosiły od 0,066 do 0,520, czyli od 6,6 do 52,0% ich zmienności było opisane przez model. Były to wartości niższe od stwierdzonych w modelu R1, dotyczyły jednak większej ilości zmiennych zależnych. Najwyższe wartości współczynników: korelacji liniowej i determinacji stwierdzono w przypadku zmiennych zależnych: PO₄ i K, najniższe (statystycznie istotne) dla zmiennych zależnych Ca i N-NO₃.

Współczynniki korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R2 dla całego dopływu do składowiska oraz dla poszczególnych piezometrów zlokalizowanych po tej stronie obiektu zestawiono w tabeli 5.8. Podobnie jak w przypadku korelacji liniowej istotne związki w wodach dopływających stwierdzono dla zmiennych objaśnianych: Ca, N-NO₃, K, Na, Mn, Fe, Ni, Zn i Cu.

Tabela 5.6
Table 5.6

Ocena parametrów regresji – model R2
The evaluation of the parameters of regression – model R2

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	Rzędne	pH	Cl	
1.	Mg	BS	525,976	4,822	1,181	0,002
		β		0,162	-0,189	-0,026
		p	0,176	0,166	0,106	0,807
2.	Ca	BS	1383,573	12,684	3,106	0,006
		β		-0,380	0,041	-0,054
		p	0,001	0,001	0,707	0,584
3.	N-NO ₃	BS	48,129	0,441	0,108	0,000
		β		-0,208	0,336	-0,015
		p	0,068	0,067	0,004	0,885
4.	PO ₄	BS	79,646	0,730	0,179	0,000
		β		0,089	0,068	0,719
		p	0,276	0,273	0,401	0,000
5.	K	BS	287,610	2,637	0,646	0,001
		β		-0,516	0,305	-0,043
		p	0,000	0,000	0,004	0,649
6.	Na	BS	3085,597	28,287	6,927	0,013
		β		-0,487	0,127	0,044
		p	0,000	0,000	0,232	0,643
7.	Mn	BS	60,783	0,557	0,136	0,000
		β		-0,003	-0,472	0,011
		p	0,915	0,977	0,000	0,905
8.	Fe	BS	1551,980	14,228	3,484	0,006
		β		-0,066	-0,426	-0,024
		p	0,481	0,528	0,000	0,804
9.	Ni	BS	5,251	0,048	0,012	0,000
		β		-0,156	-0,286	0,054
		p	0,135	0,155	0,010	0,581
10.	Cr	BS	1,826	0,017	0,004	0,000
		β		-0,120	-0,018	0,030
		p	0,292	0,306	0,879	0,779
11.	Zn	BS	34,059	0,312	0,076	0,000
		β		-0,012	-0,396	-0,042
		p	0,862	0,912	0,000	0,671

Tabela 5.6 cd.
Table 5.6 cont.

12.	Cu	BS	0,888	0,008	0,002	0,000
		β		-0,066	-0,376	0,110
		p	0,480	0,535	0,001	0,254
13.	Pb	BS	0,795	0,007	0,002	0,000
		β		-0,017	0,000	0,010
		p	0,860	0,884	0,998	0,925
14.	Cd	BS	0,071	0,001	0,000	0,000
		β		-0,042	-0,046	-0,072
		p	0,696	0,719	0,694	0,500

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

Tabela 5.7
Table 5.7

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R2
Summary of the regression of dependent variables – model R2

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,186	0,035	0,002	1,075	0,364
2.	Ca	0,372	0,138	0,110	4,815	0,004
3.	N-NO ₃	0,310	0,096	0,066	3,196	0,027
4.	PO ₄	0,732	0,535	0,520	34,553	0,000
5.	K	0,478	0,229	0,203	8,897	0,000
6.	Na	0,445	0,198	0,171	7,388	0,000
7.	Mn	0,474	0,225	0,199	8,715	0,000
8.	Fe	0,458	0,210	0,183	7,966	0,000
9.	Ni	0,387	0,150	0,121	5,284	0,002
10.	Cr	0,131	0,017	-0,016	0,525	0,666
11.	Zn	0,401	0,160	0,132	5,733	0,001
12.	Cu	0,431	0,186	0,159	6,840	0,000
13.	Pb	0,019	0,000	-0,033	0,011	0,998
14.	Cd	0,103	0,011	-0,022	0,322	0,809

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Dodatkowo wykazano istotne korelacje dla wskaźników Mg, Pb i Cd, natomiast zastosowana statystyka nie potwierdziła korelacji dla zmiennej PO₄. Także i ten model nie prognozował zbyt dobrze wartości zmiennych zależnych dla poszczególnych punktów poboru prób wód podziemnych. Istotnie statystycznie współczynniki korelacji nieparametrycznej udowodniono tylko w przypadku zmiennych Mg (P1 i P6), K (P1 i P6), Na

(P1 i P6), Mn (P12), Pb (P1 i P12). W porównaniu z modelem R1 dowiedziono więcej przypadków istotnych statystycznie wartości nieparametrycznych współczynników korelacji obliczonych ogólnie dla dopływu do składowiska. W obydwu modelach korelacja liniowa pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi dla zmiennej niezależnej „PO₄” nie została potwierdzona przez test nieparametryczny.

Tabela 5.8

Table 5.8

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych dopływających do składowiska – model R2
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing into the dump – model R2

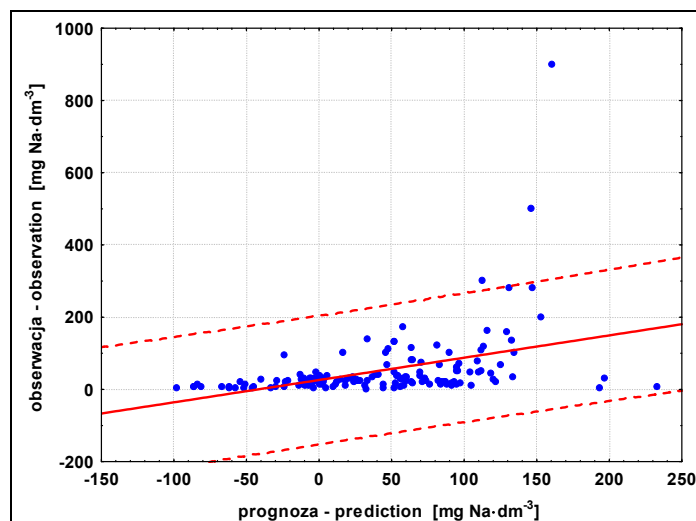
Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, pH, rzędne (coordinates)			
		DOPŁYW INFLOW	P1	P6	P12
1.	Mg	0,315	0,475	0,342	0,001
2.	Ca	0,276	0,159	0,274	0,113
3.	N-NO ₃	0,174	0,054	0,238	0,122
4.	PO ₄	-0,046	0,032	0,036	-0,083
5.	K	0,464	0,461	0,701	0,261
6.	Na	0,500	0,517	0,348	0,264
7.	Mn	0,686	-0,010	0,262	0,290
8.	Fe	0,598	0,074	0,020	-0,005
9.	Ni	0,284	-0,067	0,062	0,030
10.	Cr	-0,041	0,007	-0,343	-0,073
11.	Zn	0,613	0,128	-0,066	0,257
12.	Cu	0,483	0,180	0,203	0,251
13.	Pb	0,334	0,314	0,230	0,328
14.	Cd	0,196	0,176	0,197	0,053

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

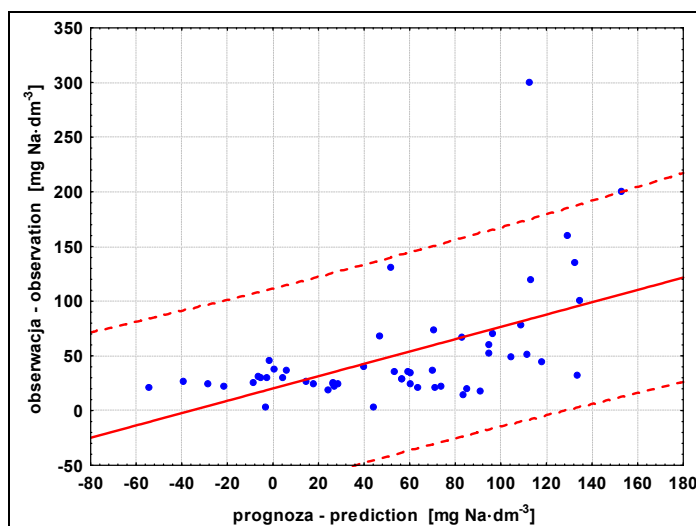
Na rysunkach 5.3 i 5.4 przedstawiono zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – ogółem (rys. 5.3) i w wodach z piezometru P1 (rys. 5.4). Widoczne są pojedyncze przypadki nie mieszczące się w zakresie prognozy, jednak jest ich mniej niż w przypadku modelu R1.

W przedstawionych ogólnych modelach regresji wybrane zestawy zmiennych niezależnych mogły wyjaśnić nawet ponad 50% zmienności zmiennych objaśnianych. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 7 zmiennych zależnych modelu R1 i dla 9 zmiennych zależnych modelu R2. Najlepiej prognozowane w wodach dopływających do składowiska (przez obydwa modele) były zawartości: Ca, Mn, Fe, Ni, Zn i Cu. Ogólne zależności jednak tylko w niewielkim stopniu odzwierciedlały skład wody w poszczególnych punktach badawczych, różniących się wyraźnie pod tym względem.



Rys. 5.3. Zawartość sodu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R2)

Fig. 5.3. Sodium content in the groundwater flowing into the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R2)



Rys. 5.4. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P1 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R2)

Fig. 5.4. Sodium content in the groundwater (estimate from piezometer P1) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R2)

5.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem

Związki pomiędzy zmiennymi objaśniającymi $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne i SO₄ a zbiorem zmiennych zależnych w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem Maślice określono za pomocą modelu R3. W tabeli 5.9 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności dla zmiennych niezależnych wchodzących w skład modelu. Spośród sześciu zmiennych włączonych do niego na początku – w trakcie regresji krokowej wstecznej odrzucono: pH, N-NH₄ i SO₄. W modelu pozostały zmienne objaśniające: rzędne, Cl, i $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$. Najsilniejszy związek ze zmiennymi objaśnianymi (najniższą wartość współczynnika lambda Wilksa) stwierdzono w przypadku zmiennej „ $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ ”, najsłabszy dotyczył zmiennej „rzędne”.

Tabela 5.9
Table 5.9

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R3
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R3

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,471	3,777	0,000
2.	Rzędne – Coordinates	0,470	3,785	0,000
3.	pH	1,000		
4.	Cl	0,459	3,955	0,000
5.	N-NH ₄	1,000		
6.	SO ₄	1,000		
7.	$\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$	0,159	17,817	0,000

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Ocena parametrów regresji modelu R3 została przedstawiona w tabeli 5.10. Zaznaczono istotne statystycznie wartości standaryzowanych współczynników regresji (β), świadczące o związku zmiennej niezależnej z wartościami zmiennych objaśnianych. Zmienna „rzędne” wpływała na prognozowane wartości zmiennych: Ca, K i Na. Związek był wprost proporcjonalny – zwiększanie się miąższości warstwy wodonośnej powodował zwiększone wymywanie wymienionych składników. Wzrost wartości zmiennej niezależnej „Cl” wiązał się ze zwiększaniem stężeń sodu, niklu, chromu i ołowiu w wodach odpływających za składowiskiem. Najwięcej przypadków związku ze zmiennymi objaśnianymi wykazała zmienna niezależna „ $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ ”. Wzrost jej wartości najsilniej wiązał się z analogicznymi zmianami stężeń potasu, sodu, niklu i chromu, a także wapnia, fosforanów, żelaza, cynku miedzi, obniżały się natomiast stężenia manganu. Zmienne niezależne uwzględnione w modelu R3 nie wpływały istotnie na wartości zmiennych: Mg, N-NO₃, Cd.

Tabela 5.10
Table 5.10

Ocena parametrów regresji – model R3
The evaluation of the parameters of regression – model R3

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	Rzędne	CI	ChZT _(Cr)	
1.	Mg	BS	2162,103	19,978	0,003	0,004
		β		-0,033	0,176	0,166
		p	0,785	0,818	0,222	0,298
2.	Ca	BS	3617,000	33,422	0,005	0,007
		β		0,275	0,172	0,409
		p	0,046	0,042	0,203	0,008
3.	N-NO ₃	BS	134,032	1,239	0,000	0,000
		β		-0,150	-0,077	0,095
		p	0,302	0,309	0,603	0,560
4.	PO ₄	BS	1574,054	14,545	0,002	0,003
		β		0,106	-0,186	0,460
		p	0,466	0,447	0,188	0,004
5.	K	BS	21141,570	195,350	0,030	0,040
		β		0,286	-0,011	0,879
		p	0,004	0,004	0,910	0,000
6.	Na	BS	30108,340	278,210	0,040	0,060
		β		0,306	0,286	0,616
		p	0,006	0,005	0,009	0,000
7.	Mn	BS	83,261	0,769	0,000	0,000
		β		-0,030	-0,014	-0,320
		p	0,798	0,831	0,924	0,047
8.	Fe	BS	676,829	6,254	0,001	0,001
		β		-0,154	0,117	0,370
		p	0,218	0,226	0,362	0,011
9.	Ni	BS	3,454	0,032	0,000	0,000
		β		-0,099	0,372	0,514
		p	0,243	0,247	0,000	0,000
10.	Cr	BS	14,081	0,130	0,000	0,000
		β		0,021	0,302	0,695
		p	0,756	0,774	0,000	0,000
11.	Zn	BS	7,560	0,070	0,000	0,000
		β		-0,185	0,192	0,443
		p	0,098	0,098	0,089	0,001

Tabela 5.10 cd.
Table 5.10 cont.

1	2	3	4	5	6	7
12.	Cu	BS	2,157	0,020	0,000	0,000
		β		0,223	0,175	0,401
		p	0,105	0,099	0,196	0,009
13.	Pb	BS	2,601	0,024	0,000	0,000
		β		-0,030	0,465	-0,154
		p	0,819	0,824	0,001	0,312
14.	Cd	BS	0,263	0,002	0,000	0,000
		β		-0,166	0,060	-0,063
		p	0,257	0,262	0,685	0,702

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

W tabeli 5.11 przedstawiono wyniki regresji wielokrotnej zmiennych zależnych modelu R3. Dopasowanie modelu ($p < 0,05$) stwierdzono w przypadku dziesięciu zmiennych zależnych: Ca, PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb. W przypadku wymienionych wskaźników zanieczyszczeń wartości skorygowanego współczynnika determinacji (R² poprawiony) wynosiły od 0,090 do 0,760, czyli od 9,0 do 76,0% ich zmienności było opisane przez model. Najwyższe wartości współczynnika korelacji liniowej i determinacji wykazano w przypadku zmiennych zależnych: Cr i Ni, najniższe (statystycznie istotne) dla zmiennych zależnych PO₄ i Pb.

Tabela 5.11
Table 5.11

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R3
Summary of the regression of dependent variables – model R3

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,312	0,098	0,053	2,164	0,102
2.	Ca	0,454	0,206	0,167	5,196	0,003
3.	N-NO ₃	0,194	0,038	-0,010	0,784	0,508
4.	PO ₄	0,365	0,133	0,090	3,069	0,035
5.	K	0,772	0,596	0,576	29,558	0,000
6.	Na	0,707	0,499	0,474	19,940	0,000
7.	Mn	0,313	0,098	0,053	2,170	0,101
8.	Fe	0,533	0,284	0,249	7,950	0,000
9.	Ni	0,824	0,678	0,662	42,192	0,000
10.	Cr	0,878	0,771	0,760	67,351	0,000
11.	Zn	0,674	0,454	0,427	16,618	0,000
12.	Cu	0,450	0,202	0,162	5,069	0,003
13.	Pb	0,413	0,171	0,129	4,122	0,010
14.	Cd	0,163	0,027	-0,022	0,545	0,653

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Współczynniki korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R3 dla całego strumienia wód odpływających za składowiskiem oraz dla poszczególnych studni piezometrycznych zlokalizowanych po tej stronie obiektu zestawiono w tabeli 5.12. Podobnie jak w przypadku korelacji liniowej, istotne związki w wodach dopływających udowodniono dla zmiennych objaśnianych: PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu. Dodatkowo zaobserwowano istotne korelacje dla wskaźników Mg, N-NO₃ i Mn, natomiast zastosowana statystyka nie potwierdziła korelacji dla zmiennych Ca i Pb. Najwięcej istotnych statystycznie wartości współczynników korelacji nieparametrycznej stwierdzono w przypadku punktu P8 (10 wskaźników). Dla punktów P5 i P9 istotne korelacje wykazywało 9 wskaźników, natomiast najmniej dowiedziono w przypadku punktu P3 (4 wskaźniki zanieczyszczeń). Najwyższe wartości współczynników korelacji (powyżej 0,700) dotyczyły zmiennych zależnych: Mg (P9), K (P8, P5, P9), Na (P3, P8, P5, P9), Ni (P8) i Cr (P8).

Tabela 5.12

Table 5.12

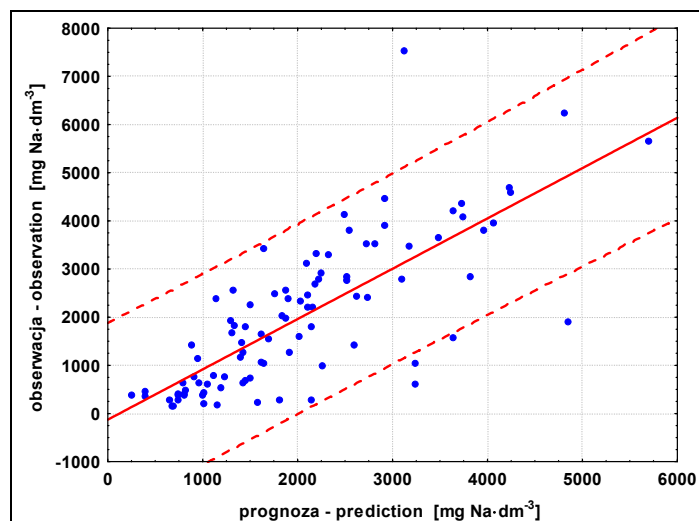
Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem – model R3
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model R3

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, rzędne (coordinates)				
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9
1.	Mg	0,611	0,586	0,408	0,619	0,860
2.	Ca	0,199	0,413	-0,197	0,258	0,349
3.	N-NO ₃	0,393	0,013	0,192	0,307	0,122
4.	PO ₄	0,504	0,432	0,665	0,078	0,812
5.	K	0,796	0,529	0,866	0,842	0,727
6.	Na	0,791	0,853	0,836	0,774	0,719
7.	Mn	0,484	0,446	0,509	0,409	0,568
8.	Fe	0,500	0,132	0,510	0,423	0,623
9.	Ni	0,492	0,161	0,710	0,591	0,213
10.	Cr	0,701	0,689	0,914	0,683	0,511
11.	Zn	0,399	-0,136	0,460	0,440	0,525
12.	Cu	0,396	-0,361	0,445	0,537	0,462
13.	Pb	0,189	0,127	0,102	-0,082	0,314
14.	Cd	0,017	-0,314	-0,103	-0,019	-0,064

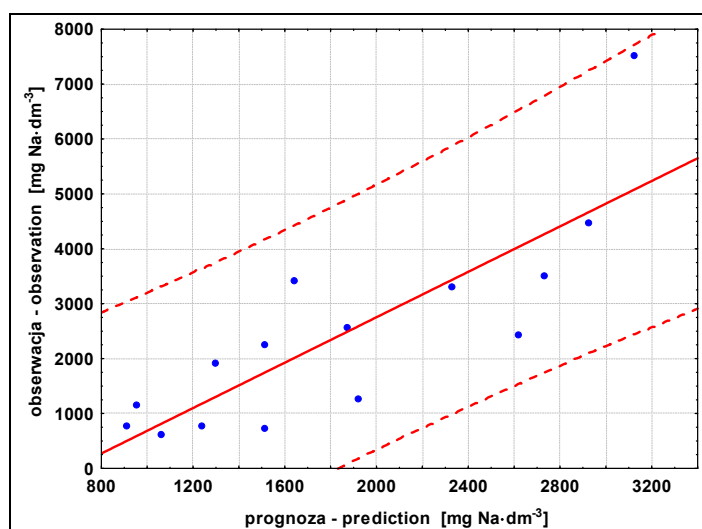
Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem przedstawiono na rysunkach 5.5 (odpływ ogółem) i 5.6 (piezometr P3). W obydwu przypadkach widoczne jest dobre dopasowanie modelu, pojedyncze przypadki nie mieszczące się w zakresie prognozy dotyczyły tylko odpływu ogółem.



Rys. 5.5. Zawartość sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R3)
 Fig. 5.5. Sodium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R3)



Rys. 5.6. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P3 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R3)
 Fig. 5.6. Sodium content in the ground water (estimate from piezometer P3) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R3)

Drugi model, odzwierciedlający relacje pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem (R4), zawierał zmienne niezależne: Cl, N-NH₄, pH i rzędne, czyli zmienne o największej ilości ważnych przypadków. W tabeli 5.13 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności dla predyktorów, z których żaden nie został odrzucony w trakcie budowania modelu metodą regresji krokowej wstecznej, jednak odpowiadające im wartości lambdy Wilksa były dość wysokie, świadcząc o słabszym związku ze zmiennymi zależnymi.

Tabela 5.13

Table 5.13

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R4
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R4

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,750	2,480	0,005
2.	Rzędne – Coordinates	0,753	2,437	0,005
3.	pH	0,688	3,366	0,000
4.	Cl	0,592	5,128	0,000
5.	N-NH ₄	0,547	6,149	0,000

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$

Marked results are significant from $p < 0,05$

Ocenę parametrów regresji modelu R4 przedstawiono w tabeli 5.14. Zaznaczono istotne statystycznie wartości standaryzowanych współczynników regresji (β), świadczące o korelacji zmiennej niezależnej z wartościami zmiennych objaśnianych. Wzrost wartości rzędnych wiązał się z obniżaniem stężeń niklu (rozcieńczanie). Zwiększanie się wartości odczynu (alkalizacja dopływających zanieczyszczeń) odnosiło się do wzrostu stężeń magnezu, wapnia, azotu azotanowego, potasu i sodu, obniżały się natomiast zawartości manganu i ołowiu. Wprost proporcjonalnie do zmian wartości zmiennej niezależnej „Cl” zmieniały się wartości zmiennych: Mg, Ca, K, Na, Ni, Cr, Zn, Pb, odwrotnie wyglądała sytuacja w przypadku Mn. Wzrost wartości zmiennej objaśniającej „N-NH₄” był powiązany istotnie ze wzrostem wartości zmiennych zależnych: PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr i Cu. Tylko wartości zmiennej zależnej Cd nie wykazywały istotnego związku z żadną ze zmiennych niezależnych.

Wyniki regresji zmiennych zależnych modelu R4 zestawiono w tabeli 5.15. Dopasowanie modelu ($p < 0,05$) stwierdzono w przypadku dwunastu zmiennych zależnych (Mg, Ca, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb). Odpowiadające im wartości współczynnika determinacji (R^2 poprawiony) wynosiły od 0,057 do 0,505, czyli od 5,7 do 50,5% zmienności było opisane przez model. Najwyższe wartości współczynników korelacji liniowej i determinacji charakteryzowały zmienne zależne: Ni i Cr, najniższe (statystycznie istotne) dotyczyły zmiennych zależnych Cu i Mg. Model R4 opisywał większą ilość zmiennych niezależnych w porównaniu z modelem R3, jednak odpowiadała im niższe wartości współczynników korelacji liniowej i determinacji.

Tabela 5.14
Table 5.14

Ocena parametrów regresji – model R4
The evaluation of the parameters of regression – model R4

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	rzędne	pH	Cl	N-NH ₄	
1.	Mg	BS	1476,305	13,637	12,168	0,003	0,019
		β		-0,015	0,247	0,284	-0,007
		p	0,959	0,864	0,006	0,010	0,948
2.	Ca	BS	3102,681	28,660	25,574	0,006	0,040
		β		0,054	0,330	0,353	-0,042
		p	0,428	0,533	0,000	0,001	0,687
3.	N-NO ₃	BS	75,069	0,693	0,619	0,000	0,001
		β		-0,121	0,188	0,155	-0,165
		p	0,220	0,186	0,041	0,165	0,134
4.	PO ₄	BS	957,438	8,844	7,892	0,002	0,012
		β		0,153	0,123	-0,063	0,376
		p	0,074	0,083	0,163	0,557	0,001
5.	K	BS	15424,550	142,480	127,140	0,030	0,200
		β		0,070	0,245	0,229	0,473
		p	0,257	0,337	0,001	0,011	0,000
6.	Na	BS	26969,600	249,120	222,300	0,050	0,340
		β		0,091	0,392	0,413	0,199
		p	0,139	0,223	0,000	0,000	0,028
7.	Mn	BS	67,524	0,624	0,557	0,000	0,001
		β		-0,064	-0,270	-0,279	-0,029
		p	0,332	0,467	0,003	0,010	0,785
8.	Fe	BS	418,583	3,867	3,450	0,001	0,005
		β		-0,139	0,031	0,140	0,371
		p	0,089	0,089	0,704	0,161	0,000
9.	Ni	BS	2,604	0,024	0,021	0,000	0,000
		β		-0,156	-0,035	0,377	0,327
		p	0,023	0,026	0,614	0,000	0,000
10.	Cr	BS	12,118	0,112	0,100	0,000	0,000
		β		-0,076	-0,034	0,342	0,443
		p	0,250	0,249	0,599	0,000	0,000
11.	Zn	BS	7,591	0,070	0,063	0,000	0,000
		β		-0,162	-0,031	0,266	0,150
		p	0,054	0,058	0,715	0,011	0,143
12.	Cu	BS	3,964	0,037	0,033	0,000	0,000
		β		0,041	-0,107	0,051	0,239
		p	0,718	0,652	0,234	0,646	0,029

Tabela 5.14 cd.
Table 5.14 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8
13.	Pb	BS	1,463	0,014	0,012	0,000	0,000
		β		-0,025	-0,231	0,347	-0,125
		p	0,645	0,773	0,008	0,001	0,228
14.	Cd	BS	0,155	0,001	0,001	0,000	0,000
		β		-0,101	-0,106	0,049	0,056
		p	0,244	0,278	0,254	0,663	0,613

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

Tabela 5.15
Table 5.15

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R4
Summary of the regression of dependent variables – model R4

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,341	0,116	0,086	3,837	0,006
2.	Ca	0,419	0,176	0,147	6,227	0,000
3.	N-NO ₃	0,255	0,065	0,033	2,036	0,094
4.	PO ₄	0,369	0,136	0,107	4,621	0,002
5.	K	0,641	0,411	0,391	20,391	0,000
6.	Na	0,614	0,377	0,355	17,680	0,000
7.	Mn	0,361	0,130	0,100	4,374	0,002
8.	Fe	0,508	0,259	0,233	10,199	0,000
9.	Ni	0,679	0,461	0,443	25,046	0,000
10.	Cr	0,722	0,521	0,505	31,818	0,000
11.	Zn	0,440	0,194	0,166	7,031	0,000
12.	Cu	0,297	0,088	0,057	2,834	0,028
13.	Pb	0,409	0,167	0,138	5,862	0,000
14.	Cd	0,192	0,037	0,004	1,122	0,350

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Wartości współczynników korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R4 dla całego strumienia wód odpływających za składowiskiem oraz dla poszczególnych piezometrów zlokalizowanych po tej stronie obiektu zestawiono w tabeli 5.16. Istotne związki w przypadku odpływu ogółem stwierdzono dla wszystkich zmiennych zależnych. Najwięcej statystycznie istotnych wartości nieparametrycznego współczynnika korelacji (11 zmiennych zależnych) dotyczyło wód pobieranych z piezometru P8. W pozostałych punktach badawczych istotne wartości współczynnika korelacji dotyczyły: 9 (P5), 8 (P9) i 7 (P3) wskaźników zanieczyszczeń (zmiennych zależnych). Także pod względem istotnych korelacji nieparame-

trycznych model R4 charakteryzował się większą ilością ważnych przypadków, jednak stwierdzone wartości były często niższe od występujących w modelu R3. Najsilniejsze korelacje (pow. 0,700) charakteryzowały zmienne zależne Mg (P8), K (P8, P5) i Cr (P8).

Na rysunkach 5.7 i 5.8 przedstawiono zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – ogółem (rys. 5.7) i w wodach z piezometru P3 (rys. 5.8). W obydwu przypadkach widoczne jest wyraźne skupienie punktów wokół linii regresji i pojedyncze punkty wykraczające poza zakres prognozy.

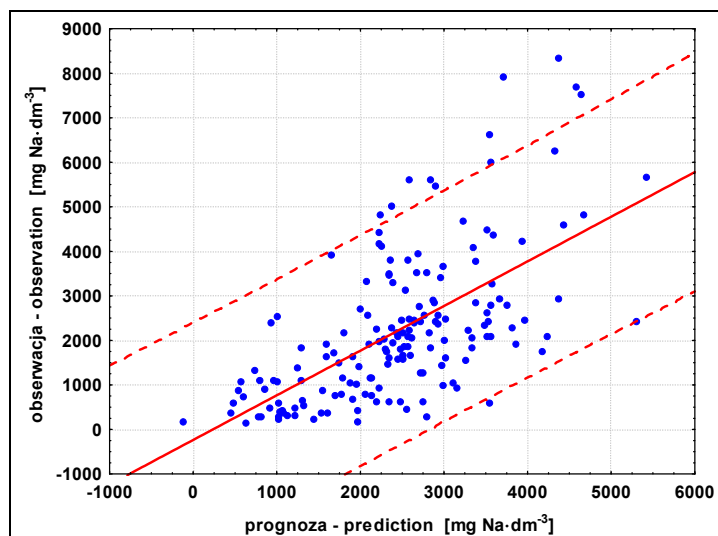
W przedstawionych ogólnych modelach regresji wybrane zestawy zmiennych niezależnych mogły opisywać nawet ponad 50% zmienności zmiennych objaśnianych. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 8 zmiennych zależnych modelu R3 i dla 12 zmiennych zależnych modelu R4. Najlepiej prognozowane w wodach odpływających za składowiskiem (przez obydwa modele) były zawartości: PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn i Cu, najgorzej – Cd. Obydwa modele wykazały najlepsze dopasowanie w przypadku wód z piezometru P8, nieco gorsze dla piezometrów P5 i P9. Najmniej trafnych prognoz otrzymano dla wód z piezometru P3.

Tabela 5.16
Table 5.16

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem – model R4
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model R4

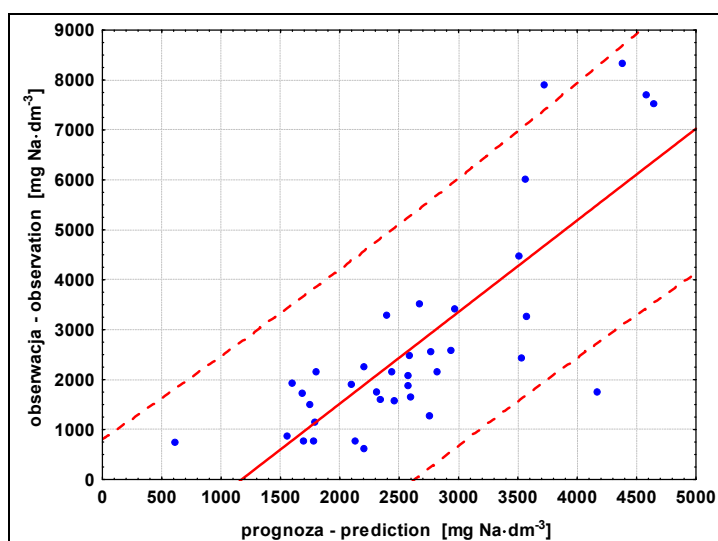
Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne (coordinates)				
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9
1.	Mg	0,354	0,306	0,708	0,068	0,437
2.	Ca	0,289	0,516	0,443	0,177	0,017
3.	N-NO ₃	0,376	0,309	0,394	0,445	0,127
4.	PO ₄	0,378	0,366	0,513	0,108	0,411
5.	K	0,741	0,668	0,702	0,724	0,596
6.	Na	0,640	0,754	0,682	0,600	0,450
7.	Mn	0,370	0,601	0,429	0,163	0,388
8.	Fe	0,453	0,177	0,570	0,319	0,639
9.	Ni	0,402	0,283	0,665	0,328	0,193
10.	Cr	0,589	0,507	0,754	0,443	0,497
11.	Zn	0,471	0,182	0,145	0,691	0,444
12.	Cu	0,453	0,145	0,438	0,548	0,342
13.	Pb	0,206	0,355	0,032	0,078	0,260
14.	Cd	0,196	0,014	-0,095	0,341	-0,033

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$



Rys. 5.7. Zawartość sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R4)

Fig. 5.7. Sodium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R4)



Rys. 5.8. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P3 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R4)

Fig. 5.8. Sodium content in the ground water (estimate from piezometer P3) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R4)

5.3. Wody podziemne odpływające za składowiskiem i odcieki składowiskowe

Do modelowania składu wód odpływających za składowiskiem Maślice wykorzystano także zbiór danych dotyczących wyników badań ich właściwości poszerzony o wyniki analiz właściwości odcieków składowiskowych. Opracowane modele miały za zadanie odpowiedzieć na pytanie: czy skład odcieków uszczelnionej kwatery składowiska zmienia się w podobny sposób jak skład wód podziemnych, zanieczyszczonych przez odcieki z części nieuszczelnionej.

W tabeli 5.17 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności dla zmiennych niezależnych wchodzących w skład modelu R5, który został opracowany na podstawie wyników badań wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków. Pełny zestaw zmiennych niezależnych obejmował: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH i SO₄. W kolejnych krokach regresji odrzucono zmienne: N-NH₄, pH i SO₄, w modelu pozostały więc zmienne objaśniające: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ i Cl. Były to te same zmienne, które włączono do modelu R3 (wody odpływające za składowiskiem), poza rzędnymi, które nie miały związku ze składem odcieków z uszczelnionej części składowiska. Najsilniejszy związek ze zmiennymi objaśnianymi wykazała zmienna $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, podobnie jak w modelu R3.

Tabela 5.17
Tabela 5.17

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R5
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R5

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,268	12,321	0,000
2.	pH	1,000		
3.	Cl	0,478	4,908	0,000
4.	N-NH ₄	1,000		
5.	SO ₄	1,000		
6.	$\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$	0,178	20,799	0,000

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Ocenę parametrów modelu R5 przedstawiono w tabeli 5.18. Zaznaczono także istotne statystycznie wartości współczynników regresji (β), świadczące o wpływie zmiennej niezależnej na wartość danej zmiennej objaśnianej. Wzrost wartości zmiennej niezależnej „Cl” wiązał się ze zwiększaniem stężeń sodu, niklu, chromu, cynku i ołowiu w wodach odpływających za składowiskiem. Więcej przypadków związku ze zmiennymi objaśnianymi wykazała zmienna niezależna „ $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ ”. Najsilniej jej wartości wiązały się ze zmianami stężeń potasu, niklu, chromu i cynku a także wapnia, fosforanów, sodu, żelaza i miedzi, odwrotnie proporcjonalną zależność stwierdzono w przypadku stężeń manganu.

Tabela 5.18
Table 5.18

Ocena parametrów regresji – model R5
The evaluation of the parameters of regression – model R5

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	CI	ChZT _(Cr)	
1.	Mg	BS	14,714	0,003	0,003
		β		0,178	0,199
		p	0,000	0,171	0,125
2.	Ca	BS	25,118	0,005	0,006
		β		0,196	0,280
		p	0,000	0,117	0,027
3.	N-NO ₃	BS	0,903	0,000	0,000
		β		-0,044	0,158
		p	0,045	0,743	0,245
4.	PO ₄	BS	10,570	0,002	0,002
		β		-0,209	0,425
		p	0,000	0,105	0,001
5.	K	BS	163,977	0,033	0,038
		β		-0,077	0,721
		p	0,003	0,442	0,000
6.	Na	BS	220,463	0,044	0,051
		β		0,251	0,470
		p	0,000	0,019	0,000
7.	Mn	BS	0,559	0,000	0,000
		β		0,039	-0,278
		p	0,000	0,767	0,038
8.	Fe	BS	4,704	0,001	0,001
		β		0,164	0,451
		p	0,086	0,152	0,000
9.	Ni	BS	0,023	0,000	0,000
		β		0,376	0,557
		p	0,048	0,000	0,000
10.	Cr	BS	0,092	0,000	0,000
		β		0,308	0,676
		p	0,001	0,000	0,000
11.	Zn	BS	0,051	0,000	0,000
		β		0,212	0,518
		p	0,872	0,043	0,000

Tabela 5.18 cd.
Table 5.18 cont.

1	2	3	4	5	6
12.	Cu	BS	0,015	0,000	0,000
		β		0,189	0,265
		p	0,000	0,135	0,037
13.	Pb	BS	0,017	0,000	0,000
		β		0,482	-0,136
		p	0,416	0,000	0,275
14.	Cd	BS	0,002	0,000	0,000
		β		0,092	0,025
		p	0,161	0,501	0,852

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

Tabela 5.19
Table 5.19

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R5
Summary of the regression of dependent variables – model R5

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,331	0,109	0,086	4,667	0,012
2.	Ca	0,419	0,176	0,154	8,098	0,001
3.	N-NO ₃	0,139	0,019	-0,006	0,750	0,476
4.	PO ₄	0,359	0,129	0,106	5,618	0,005
5.	K	0,683	0,466	0,452	33,210	0,000
6.	Na	0,641	0,411	0,396	26,529	0,000
7.	Mn	0,259	0,067	0,042	2,723	0,072
8.	Fe	0,557	0,310	0,292	17,099	0,000
9.	Ni	0,823	0,677	0,668	79,636	0,000
10.	Cr	0,881	0,776	0,770	131,765	0,000
11.	Zn	0,657	0,432	0,417	28,899	0,000
12.	Cu	0,399	0,160	0,137	7,214	0,001
13.	Pb	0,424	0,180	0,159	8,352	0,001
14.	Cd	0,107	0,012	-0,014	0,444	0,643

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Pojedyncze zmienne niezależne uwzględnione w modelu R3 nie wpływały istotnie na wartości zmiennych: Mg, N-NO₃, Cd. Przedstawione w tabeli 5.18 parametry regresji przedstawiają podobne zależności jak w modelu R3.

W tabeli 5.19 przedstawiono wyniki regresji wielokrotnej zmiennych zależnych uwzględnionych w modelu R5. Dopasowanie modelu ($p < 0,05$) stwierdzono w przypadku zmiennych zależnych: Mg, Ca, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb. Odpowiadające

wymienionym zmiennym wartości skorygowanego współczynnika determinacji (R^2 poprawiony) wynosiły od 0,086 do 0,770, czyli od 8,6 do 77,0% ich zmienności było opisane przez model. Najwyższe wartości współczynników: korelacji liniowej i determinacji stwierdzono w przypadku zmiennych zależnych: Cr i Ni, najniższe (statystycznie istotne) dotyczyły zmiennych zależnych Mg i Cu. Zbiór zmiennych zależnych, których regresję opisano w modelu R5, różnił się od modelu R3 jedną zmienną: Mg.

Wartości współczynników korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R5 dla całego odpływu za składowiskiem oraz dla poszczególnych piezometrów zlokalizowanych po tej stronie obiektu i odcieków przedstawiono w tabeli 5.20. Podobnie jak w przypadku korelacji liniowej istotne związku (odpływ ogółem) stwierdzono dla zmiennych objaśnianych: Mg, PO_4 , K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu. Istotną wartość współczynnika korelacji wykazano także dla zmiennej zależnej Mn, natomiast nie potwierdzono korelacji pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi zmiennych objaśnianych: Ca i Pb. Poszczególne punkty poboru prób cechowały różne ilości wskaźników zanieczyszczeń o istotnych korelacjach: P3 (4), P8 (9), P5 (7), P9 (9), odcieki (4). Najwyższe wartości dotyczyły zawartości: magnezu (P9), fosforanów (P9), K (P8, P5, P9 i odcieki), Na (P3, P8, P5, P9), Fe (P9), Ni (P8 i odcieki) i chromu (P3, P8, odcieki).

Tabela 5.20
Table 5.20

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych – model R5

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model R5

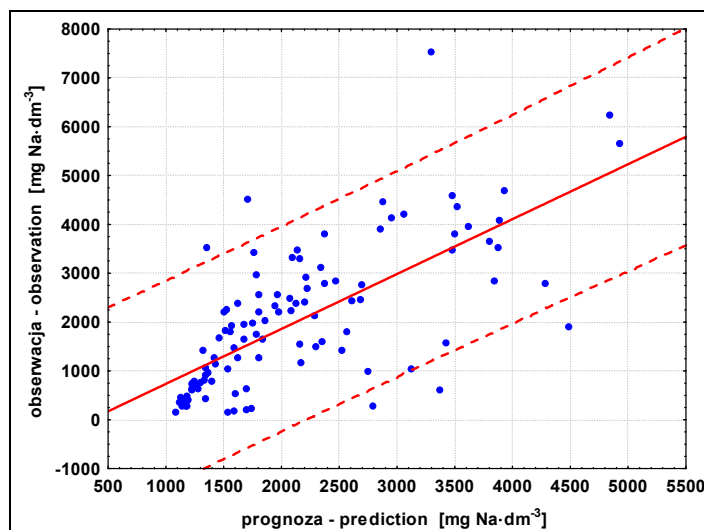
Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl					
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9	ODCIEKI SEEPAGE W.
1.	Mg	0,613	0,686	0,433	0,632	0,856	0,096
2.	Ca	0,119	0,592	-0,350	0,195	0,351	-0,386
3.	N-NO ₃	0,174	0,302	-0,154	0,313	0,028	0,377
4.	PO ₄	0,355	0,307	0,569	-0,087	0,774	0,039
5.	K	0,704	0,486	0,722	0,858	0,734	0,739
6.	Na	0,738	0,803	0,712	0,805	0,741	0,654
7.	Mn	0,422	0,218	0,550	0,331	0,517	0,407
8.	Fe	0,485	0,211	0,545	0,431	0,700	-0,243
9.	Ni	0,501	0,021	0,741	0,559	0,195	0,822
10.	Cr	0,710	0,714	0,908	0,688	0,512	0,707
11.	Zn	0,381	-0,206	0,501	0,483	0,573	-0,050
12.	Cu	0,229	-0,365	0,230	0,355	0,453	-0,327
13.	Pb	0,161	0,118	0,101	-0,011	0,326	-0,356
14.	Cd	-0,103	-0,150	-0,203	0,006	-0,212	-0,296

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Na rysunkach 5.9–5.11 przedstawiono zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – ogółem (rys. 5.9) w wodach z piezometru P3 (rys. 5.10) i w odciekach składowiskowych (rys. 5.11). Podobnie jak w przypadku modelu P3 widoczne są pojedyncze przypadki przekraczające zakres prognozy dotyczącej odpływu ogółem i lepsze dopasowanie dla piezometru P3. Zakres prognozy zawartości sodu w odciekach był bardzo szeroki.

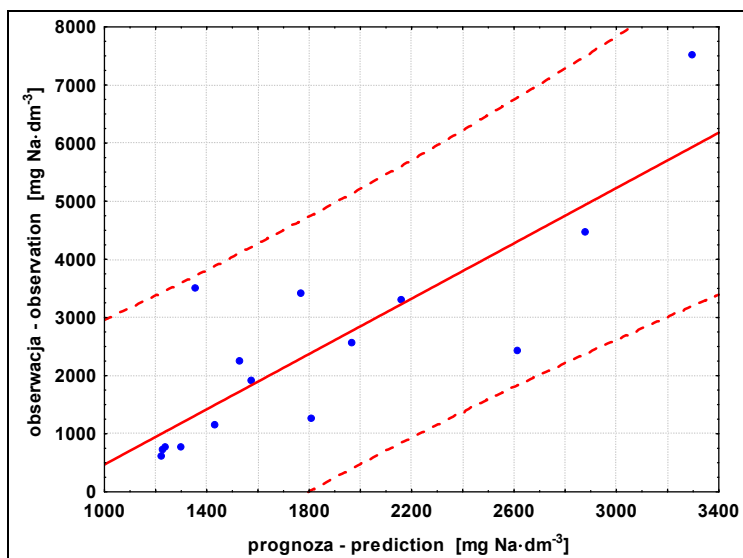
Drugi model, opracowany w oparciu o wyniki badań wód podziemnych odpływających za składowiskiem i odcieków (R6), zawierał zmienne zależne: Cl, N-NH₄, pH (o największej ilości przypadków). W tabeli 5.21 przedstawiono wyniki wielowymiarowego testu istotności dla zmiennych niezależnych. W trakcie budowania modelu żadna ze zmiennych nie została odrzucona, jednak odpowiadające im wartości lambdy Wilksa były dość wysokie, świadcząc o słabszym związku ze zmiennymi objaśnianymi. Podobna sytuacja miała miejsce w modelu R4, o takim samym zestawie zmiennych niezależnych, opracowanym na podstawie badań wód odpływających za składowiskiem.

Ocenę parametrów regresji modelu przedstawiono w tabeli 5.22. Zaznaczono istotne statystycznie wartości współczynników regresji (β), świadczące o związku zmiennej niezależnej z wartościami poszczególnych zmiennych objaśnianych. Wzrost wartości zmiennej „pH” odnosił się do zmian prognozowanych stężeń: fosforanów, potasu, sodu (wprost proporcjonalnie) oraz manganu, żelaza, miedzi i ołowiu (odwrotnie proporcjonalnie). Wzrost wartości zmiennej objaśniającej „Cl” był skorelowany ze wzrostem wartości zmiennych: Ca, K, Na, Ni, Cr, Zn, Pb oraz obniżaniem wartości zmiennej Mn. Natomiast zmiany wartości predyktora N-NH₄ wiązały się wprost proporcjonalnie ze zmianami wartości zmiennych zależnych: PO₄, K, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu. Zmienne niezależne nie wpływały istotnie na wartości zmiennych: Mg, N-NO₃, Cd.



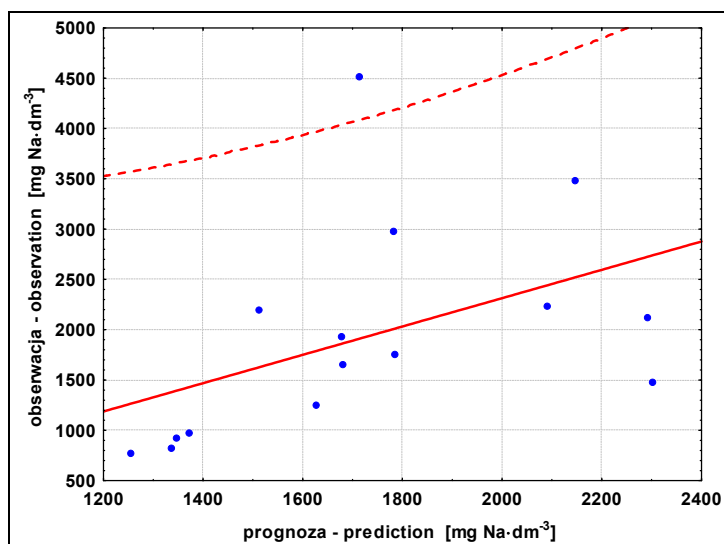
Rys. 5.9. Zawartość sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R5)

Fig. 5.9. Sodium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R5)



Rys. 5.10. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P3 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R5)

Fig. 5.10. Sodium content in the groundwater (estimate from piezometer P3) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R5)



Rys. 5.11. Zawartość sodu w odciekach akładowiskowych – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R5)

Fig. 5.11. Sodium content in the seepage water at the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R5)

Tabela 5.21
Table 5.21

Wielowymiarowe testy istotności zmiennych niezależnych – model R6
Multi-level tests of the significance of independent variables – model R6

Lp. No.	Zmienne niezależne Independent variables	Test Wilksa – Wilks' test		
		Wartość Value	F	p
1.	Wyraz wolny – Absolute term	0,689	4,451	0,000
2.	pH	0,679	4,664	0,000
3.	Cl	0,568	7,505	0,000
4.	N-NH ₄	0,655	5,189	0,000

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 5.22
Table 5.22

Ocena parametrów regresji – model R6
The evaluation of the parameters of regression – model R6

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Wyr. wolny Abs. term	pH	Cl	N-NH ₄	
1.	Mg	BS	69,351	9,208	0,003	0,016
		β		0,121	0,152	0,077
		p	0,698	0,143	0,106	0,407
2.	Ca	BS	148,112	19,664	0,006	0,035
		β		0,056	0,254	0,022
		p	0,743	0,491	0,007	0,807
3.	N-NO ₃	BS	3,203	0,425	0,000	0,001
		β		0,111	0,174	-0,148
		p	0,448	0,180	0,066	0,112
4.	PO ₄	BS	41,796	5,549	0,002	0,010
		β		0,168	-0,008	0,270
		p	0,154	0,038	0,929	0,003
5.	K	BS	690,039	91,615	0,026	0,161
		β		0,331	0,233	0,437
		p	0,000	0,000	0,002	0,000
6.	Na	BS	1197,566	158,997	0,045	0,279
		β		0,364	0,467	0,121
		p	0,000	0,000	0,000	0,119
7.	Mn	BS	3,013	0,400	0,000	0,001
		β		-0,364	-0,271	-0,008
		p	0,000	0,000	0,002	0,930
8.	Fe	BS	21,959	2,915	0,001	0,005
		β		-0,165	0,074	0,360
		p	0,012	0,028	0,381	0,000

Tabela 5.22 cd.
Table 5.22 cont.

9.	Ni	BS	0,114	0,015	0,000	0,000
		β		-0,034	0,473	0,253
		p	0,286	0,590	0,000	0,001
10.	Cr	BS	0,522	0,069	0,000	0,000
		β		-0,024	0,456	0,336
		p	0,806	0,690	0,000	0,000
11.	Zn	BS	0,329	0,044	0,000	0,000
		β		-0,072	0,188	0,288
		p	0,207	0,338	0,030	0,001
12.	Cu	BS	0,162	0,022	0,000	0,000
		β		-0,157	0,068	0,223
		p	0,022	0,049	0,451	0,013
13.	Pb	BS	0,061	0,008	0,000	0,000
		β		-0,233	0,299	-0,066
		p	0,001	0,003	0,001	0,449
14.	Cd	BS	0,006	0,001	0,000	0,000
		β		-0,152	0,062	0,065
		p	0,030	0,065	0,510	0,484

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$
BS – błąd standardowy – standard error

Tabela 5.23
Table 5.23

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model R6
Summary of the regression of dependent variables – model R6

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,209	0,044	0,025	2,300	0,080
2.	Ca	0,259	0,067	0,048	3,605	0,015
3.	N-NO ₃	0,187	0,035	0,016	1,833	0,144
4.	PO ₄	0,290	0,084	0,066	4,631	0,004
5.	K	0,610	0,372	0,360	29,873	0,000
6.	Na	0,573	0,328	0,315	24,570	0,000
7.	Mn	0,401	0,161	0,144	9,670	0,000
8.	Fe	0,464	0,215	0,200	13,801	0,000
9.	Ni	0,648	0,420	0,408	36,421	0,000
10.	Cr	0,696	0,485	0,474	47,306	0,000
11.	Zn	0,438	0,192	0,176	11,928	0,000
12.	Cu	0,333	0,111	0,093	6,273	0,000
13.	Pb	0,394	0,155	0,138	9,244	0,000
14.	Cd	0,207	0,043	0,024	2,259	0,084

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

W tabeli 5.23 przedstawiono wyniki regresji wielokrotnej zmiennych zależnych modelu R6. Adekwatność modelu ($p < 0,05$) stwierdzono w przypadku zmiennych zależnych: Ca, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu i Pb. Wartości współczynnika determinacji (R^2 poprawiony) dla tych zmiennych wynosiły od 0,048 do 0,474, czyli od 4,8 do 47,4% ich zmienności było opisane przez model. Najwyższe wartości współczynnika korelacji liniowej i determinacji wykazano w przypadku zmiennych zależnych: Cr i Ni, najniższe (statystycznie istotne) dla zmiennych zależnych Ca i PO₄. Model R6 opisywał o jedną zmienną zależną mniej od modelu R4 (tylko wody odpływające za składowiskiem) i podobną ilość (choć nie te same) co omawiany wcześniej model R5 (wody odpływające i odcieki składowiskowe).

Tabela 5.24
Table 5.24

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych – model R6

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump and of seepage water – model R6

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, N-NH ₄ , pH					
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9	ODCIEKI SEEPAGE W.
1.	Mg	0,286	0,324	0,731	-0,032	0,704	-0,412
2.	Ca	0,156	0,494	0,156	0,166	0,243	-0,415
3.	N-NO ₃	0,305	0,441	0,288	0,367	0,052	0,224
4.	PO ₄	0,403	0,280	0,656	0,072	0,443	0,170
5.	K	0,699	0,634	0,682	0,719	0,612	0,390
6.	Na	0,632	0,692	0,674	0,614	0,540	0,505
7.	Mn	0,440	0,494	0,451	0,087	0,259	0,475
8.	Fe	0,484	0,150	0,563	0,219	0,658	0,665
9.	Ni	0,389	0,294	0,689	0,344	0,170	0,306
10.	Cr	0,567	0,530	0,793	0,464	0,483	0,140
11.	Zn	0,562	0,168	0,245	0,682	0,513	0,756
12.	Cu	0,473	0,183	0,398	0,518	0,366	0,594
13.	Pb	0,141	0,261	0,033	0,199	0,258	0,182
14.	Cd	0,113	-0,035	-0,029	0,325	-0,126	0,427

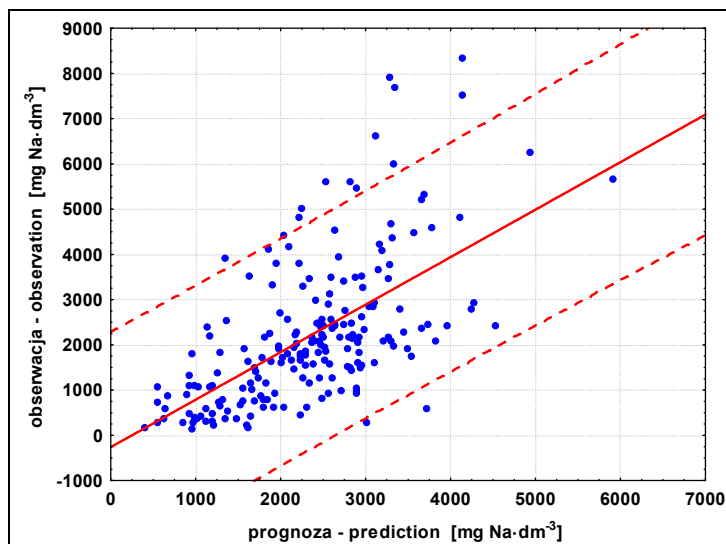
Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Wartości współczynników korelacji rang Spearmana pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi przez model R6 dla całego odpływu za składowiskiem oraz dla poszczególnych punktów (wraz z odciekami) przedstawiono w tabeli 5.24. Dla odpływu ogółem potwierdzono występowanie korelacji w przypadku zmiennych: Ca, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu. Dodatkowo istotne wartości współczynników korelacji Spearmana otrzymano dla zmiennych Mg i N-NO₃, nie potwierdzono natomiast korelacji dla zmiennej Pb. Wśród punktów zlokalizowanych na odpływie za składowi-

skiem najczęściej istotnych wartości współczynnika korelacji stwierdzono w punkcie P8 (9). Punkty P5 i P9 cechowało 8 istotnych wartości współczynnika korelacji, punkt P3 – 6. Związki pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi dla odcieków były istotne w dziewięciu przypadkach, jednak dla magnezu i wapnia korelacje były ujemne. Najwyższe wartości (powyżej 0,700) współczynnika korelacji cechowały zmienne: Mg (P8, P9), K (P5), Cr (P8), Zn (odcieki).

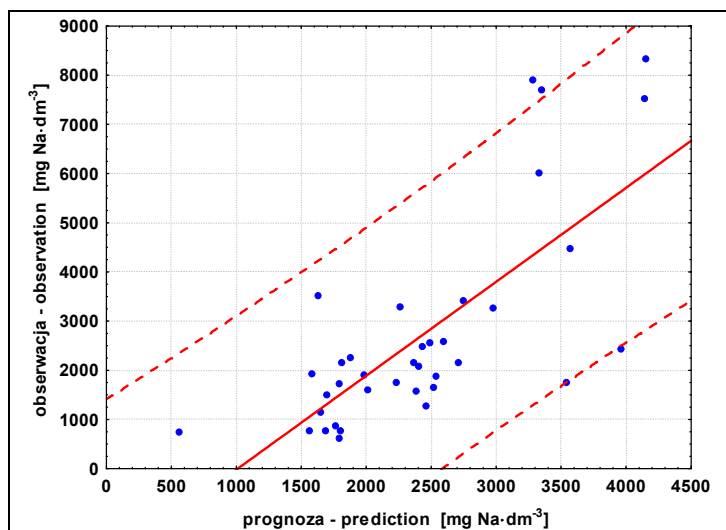
Na rysunkach 5.12–5.14 przedstawiono zależności pomiędzy prognozowanymi i obserwowanymi zawartościami sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – ogółem (rys. 5.12), w wodach z piezometru P3 (rys. 5.13) i w odciekach składowiskowych (rys. 5.14). Podobnie jak w przypadku większości wcześniejszych modeli widoczne są pojedyncze przypadki nie mieszczące się w zakresie prognozy.

W przedstawionych ogólnych modelach regresji wybrane zestawy zmiennych niezależnych mogły opisywać nawet ponad 50% zmienności zmiennych objaśnianych. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 9 zmiennych zależnych modelu R5 i dla 10 zmiennych zależnych modelu R6. Najlepiej prognozowane w wodach odpływających za składowiskiem (przez obydwa modele) były zawartości: PO_4 , K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn i Cu, najgorzej – $N-NO_3$, Mg, Mn, Pb i Cd. Także i w tym przypadku modele wykazały najlepsze dopasowanie dla wód z piezometru P8, nieco gorsze dla piezometrów P5 i P9. Najmniej trafnych prognoz otrzymano dla wód z piezometru P3 i odcieków.



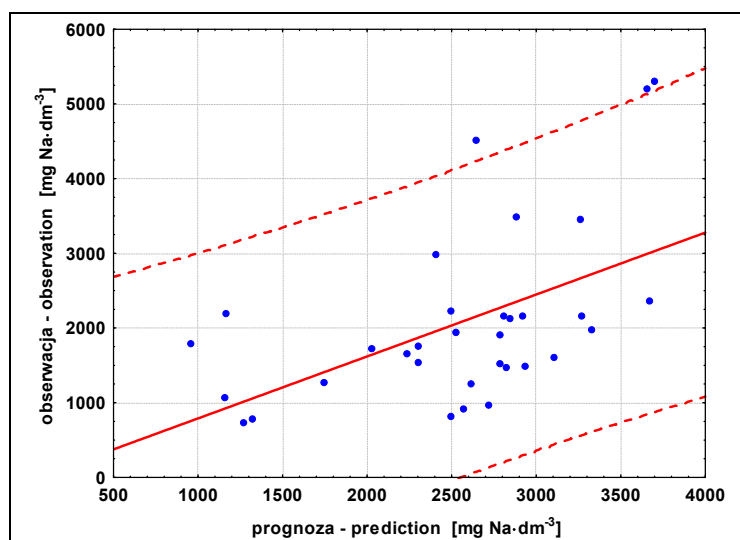
Rys. 5.12. Zawartość sodu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R6)

Fig. 5.12. Sodium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R6)



Rys. 5.13. Zawartość sodu w wodach podziemnych z piezometru P3 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R6)

Fig. 5.13. Sodium content in the groundwater (estimate from piezometer P3) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R6)



Rys. 5.14. Zawartość sodu w odciekach składowiskowych – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model R6)

Fig. 5.14. Sodium content in the seepage water at the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model R6)

6. Modelowanie zależności pomiędzy wskaźnikami zanieczyszczeń i prognozowanie zmian jakości za pomocą sztucznych sieci neuronowych

Sieci neuronowe to technika modelowania, za pomocą której można odwzorowywać nawet bardzo złożone funkcje. Szczególne zainteresowanie sztuczne sieci neuronowe budzą w sytuacjach wymagających przedstawienia zależności o charakterze nieliniowym. Próby stosowania tej metody w różnych dziedzinach wynikają głównie z łatwości tworzenia modeli nieliniowych oraz możliwości kontroli zagadnień wielowymiarowych, które trudno odwzorować przy użyciu funkcji nieliniowych z dużą liczbą zmiennych niezależnych (funkcji wektorowych). Sieci neuronowe znajdują także zastosowanie w modelowaniu procesów i zjawisk, których działanie nie jest jeszcze do końca poznane lub nie jesteśmy w stanie podać wszystkich czynników wpływających na dany proces [Tadeusiewicz 2000a].

Sztuczne sieci neuronowe pozwalają na przetwarzanie niejednokrotnie dużej liczby sygnałów wejściowych (wprowadzanych do neuronu) na sygnał wyjściowy. Sygnałami wejściowymi mogą być podawane z zewnątrz dane pierwotne lub sygnały pośrednie, pochodzące z wyjść innych neuronów. Pojedyncze neurony powinny być połączone w taki sposób, aby tworzona sieć miała wejścia (służące do wprowadzania wartości zmiennych) i wyjścia (wyznaczające wynik obliczeń). Oprócz neuronów wejściowych i wyjściowych w sieci mogą występować neurony pośredniczące w analizie informacji i biorące udział w przetwarzaniu danych, do których użytkownik nie ma dostępu (neurony ukryte). Sposób połączenia neuronów wejściowych, ukrytych i wyjściowych określa strukturę sieci. Połączenie umożliwiające przepływ sygnału tylko w jednym kierunku (od wejścia przez neurony ukryte do wyjścia) nazywamy strukturą jednokierunkową. Jeżeli w sieci występują sprzężenia zwrotne (pozwalające na powrót sygnału od późniejszych do wcześniejszych neuronów), nazywamy ją rekurencyjną. Sieci te mogą, nawet przy mniejszej liczbie neuronów, wykonywać równie skomplikowane obliczenia jak bardziej rozbudowane sieci jednokierunkowe, jednak wskutek krążenia sygnału mogą zachowywać się niestabilnie. Z tego względu sieci jednokierunkowe uważane są za przydatniejsze do rozwiązywania rzeczywistych problemów, jednak dużą użytecznością charakteryzuje się także pewien szczególny rodzaj sieci rekurencyjnej, w której wszystkie połączenia są sprzężeniami zwrotnymi (sieci Hopfielda) [Tadeusiewicz 2000a]. Przykłady innych rodzajów sieci: jednokierunkowe sieci wielowarstwowe (perceptrony wielowarstwowe, MLP), sieci o radialnych funkcjach bazowych (RBF) i sieci realizujące regresję uogólnioną (GRNN) [Tadeusiewicz, Lula 2000].

Możliwość równoległego przetwarzania informacji, odporność na uszkodzenia, zdolność uczenia się i filtracja błędów to cechy sieci neuronowych, które spowodowały ich popularność. Jednak nie zawsze ich bezpośrednie użycie jest możliwe. Często dane, które mają być wprowadzone do sieci, wymagają wstępnego przetworzenia. Składają się na to: pozyskanie danych pierwotnych, filtracja (usuwanie niepożądanych sygnałów składowych), przetwarzanie, formowanie zbiorów danych uczących i testujących [Marciniak i in. 2000].

Działanie sieci neuronowej to wypadkowa działania poszczególnych neuronów i interakcji, które pomiędzy nimi zachodzą. Uczenie sieci polega na poszukiwaniu takiego zestawu współczynników wagowych we wszystkich neuronach, który zapewni najmniejszą wartość błędu popełnianego przez sieć. Stopniowe zmniejszanie błędu w czasie uczenia sieci skutkuje poprawą jej działania [Tadeusiewicz 2000a]. Proces uczenia sieci może się odbywać bez nauczyciela (cel uczenia nie jest określony w postaci konkretnych przykładów) lub z nauczycielem (podana jest wymagana odpowiedź na określony sygnał wejściowy). Jedną z najpopularniejszych metod uczenia sieci wielowarstwowych jest wsteczna propagacja błędów (BP – BackPropagation) i jej modyfikacje. Nazwa ta pochodzi od sposobu obliczania błędów w poszczególnych warstwach sieci. Najpierw obliczane są błędy w ostatniej warstwie (na podstawie sygnałów wyjściowych i wzorcowych). Błąd dotyczący neuronów we wcześniejszej warstwie obliczany jest jako funkcja błędów neuronów warstwy po niej następującej. Sygnał błędu rozprzestrzenia się więc od ostatniej warstwy aż do warstwy wejściowej, czyli wstecz [Świąć, Bilski 2000].

W literaturze szeroko opisywane są zastosowania sztucznych sieci neuronowych w zagadnieniach biomedycznych [Tadeusiewicz 2000b] czy do przetwarzania i rozpoznawania obrazów [Borisov 2008; Mikrut, Tadeusiewicz 2000]. Przykłady innych możliwości wykorzystania sztucznych sieci neuronowych: prognozowanie barwy i tekstury modelowych kiełbas parzonych [Jarmoluk 2005], morfologiczna i składniowa analiza tekstu [Shuklin 2001], modelowanie statystyczne [Aitkin, Foxall 2003]. Metoda ta cieszy się również zainteresowaniem w szeroko pojętych badaniach środowiska. Dobre efekty dało użycie sztucznych sieci neuronowych do oceny lokalizacji stacji pomiarowych służących do badania jakości powietrza [Jach, Skrzypski 2004], a także do oceny i predykcji poziomu zanieczyszczeń powietrza [Łozowicka-Stupnicka, Talarczyk 2005; Rogula, Żeliński 2004]. Innym przykładem może być prognozowanie głębokości wody w studniach [Uddameri 2007] oraz identyfikacja nieznanymi źródłami zanieczyszczenia wód podziemnych [Singh, Datta 2007]. Sieci neuronowe przydały się w modelowaniu korzystania ze środowiska [Twaróg 2006], prognozowaniu stanów i przepływów (także wezbraniowych) w rzekach [Licznar 2007, Siuta 2002], prognozowaniu rozbioru wody w sieci wodociągowej [Siwoń i in. 2008] czy badań systemów nawadniających [Reinhard i in. 2004; Reinhard T., Reinhard A. 2005]. Mogą dać zadowalające efekty w badaniach zanieczyszczenia gleb [Gruszczynski, Urbański 2005], a nawet w ocenie możliwości wystąpienia ruchów warstw skalnych, wywołujących trzęsienia ziemi [Ramakrishnan i in. 2008]. W gospodarce odpadami posłużono się metodą sieci neuronowych w klasyfikacji zapachów związanych z emisją gazu składowiskowego [Micone, Guy 2007] i prognozowaniu zawartości metanu w biogazie [Ozkaya i in. 2007]. Sieci neuronowe wykorzystujące metodę szeregów czasowych zastosowano do modelowania prze-

pływu zanieczyszczeń ze składowiska odpadów komunalnych w Mielcu. Na podstawie wyników pomiarów wartości przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW) w wodach podziemnych otrzymano model, pozwalający na dość dokładne prognozowanie wartości PEW, szczególnie dla niezbyt odległych przedziałów czasowych. Podobne efekty dało modelowanie wartości odczynu wód podziemnych w tym samym punkcie [Klimek 2006].

Analizowanie związków pomiędzy badanymi parametrami (regresji) przez sztuczne sieci neuronowe wykorzystano także do oceny wyników badań wód podziemnych i odcieków ze składowiska Maślice we Wrocławiu. W celu przedstawienia zależności pomiędzy zbiorem zmiennych niezależnych (wybranych w sposób opisany we wcześniejszym rozdziale) a zmiennymi zależnymi wybrano dwa rodzaje sieci:

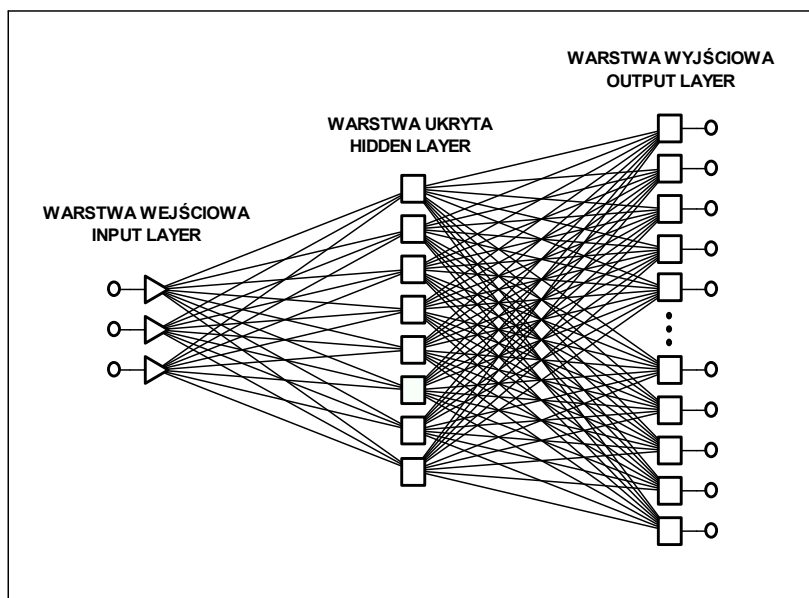
- Perceptrony wielowarstwowe (MLP – Multi-Layer Perceptron). Neurony w tych sieciach tworzą strukturę jednokierunkową, czyli przesyłanie sygnałów odbywa się od wejścia do wyjścia – bez sprzężeń zwrotnych. Przy odpowiedniej liczbie warstw i neuronów sieci takie mogą modelować funkcje o prawie dowolnej złożoności. Liczba neuronów wejściowych i wyjściowych jest determinowana przez rozwiązywany problem. Do modelowania przedstawionych w kolejnych podrozdziałach zależności wykorzystywano perceptrony o jednej warstwie ukrytej – trójwarstwowe (rys. 6.1).
- Sieci o radialnych funkcjach bazowych (RBF – Radial Basis Function). Mają zwykle jedną warstwę ukrytą, zawierającą neurony radialne, z których każdy modeluje gaussowską powierzchnię odpowiedzi. Z uwagi na silnie nieliniowy charakter tych funkcji wystarcza zazwyczaj jedna warstwa ukryta do zamodelowania funkcji o dowolnym kształcie. Sieci RBF posiadają kilka zalet w porównaniu z sieciami typu MLP. Mogą modelować dowolną funkcję nieliniową za pomocą pojedynczej warstwy ukrytej, przez co eliminuje się konieczność podejmowania na etapie projektowania decyzji dotyczącej liczby warstw. Po drugie, prosta transformacja liniowa dokonywana w warstwie wyjściowej może być w całości zoptymalizowana przy użyciu tradycyjnych technik modelowania liniowego, które są szybkie i przy stosowaniu których nie pojawiają się takie problemy jak minima lokalne, będące plagą występującą w uczeniu sieci MLP. Z tego powodu sieci RBF mogą być uczone w bardzo krótkim czasie [Tadeusiewicz, Lula 2000].

W celu wybrania takiej struktury sieci, która najlepiej przedstawi analizowane zjawiska, wykorzystano podział zbiorów danych na przypadki: uczące (wykorzystywane bezpośrednio w trakcie uczenia sieci), walidacyjne (wykorzystywane do niezależnej kontroli procesu uczenia), testowe (służące do ostatecznej weryfikacji modelu). Aby utworzone modele mogły odwzorować także zmiany zachodzące wraz z upływem czasu, do zbioru przypadków uczących zaliczono wyniki badań z okresu eksploatacji składowiska (lata 1995–1999), zbiór walidacyjny stanowiły wyniki badań z lat 2000–2005, a do testowania modeli posłużyły wyniki obserwacji z lat 2006–2008.

Do konstruowania modeli sieci neuronowych wykorzystano trzy zbiory danych:

- wyniki badań właściwości wód podziemnych dopływających do składowiska (próby pobierane z piezometrów P6, P1, P12);
- wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9);

- wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem uzupełnione wynikami badań odcieków składowiskowych (próby pobierane z piezometrów P3, P8, P5, P9 oraz zbiornika na odcieki).



Rys. 6.1. Sieć trójwarstwowa MLP
Fig. 6.1. Three layer MLP

Zbiór predyktorów stanowiły zmienne stosowane już wcześniej (rozdział 5) w tworzeniu ogólnych modeli regresji: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne, SO₄. Dla każdego ze zbiorów danych opracowano trzy modele: w pierwszym wykorzystano wszystkie zmienne niezależne, w drugim – zmienne wybrane w czasie regresji krokowej, w trzecim – zmienne o największej liczbie obserwacji (przypadków).

Pozostałe analizowane zmienne: Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd stanowiły zbiór zmiennych zależnych.

Spośród utworzonych modeli sieci, na podstawie jakości oraz wielkości błędów, popełnianych w trakcie uczenia, walidacji i testowania wybierano 5 najlepszych. Dla wybranych sieci oraz dla tworzonych przez nie zespołów przeprowadzano ocenę jakości działania na podstawie klasycznych miar poprawności predykcji: współczynnika korelacji R (liniowego Pearsona i nieparametrycznego korelacji rang Spearmana) oraz współczynnika determinacji R^2 [Tadeusiewicz, Lula 2000]. W pracy przedstawiono po jednym przykładzie dla każdego modelu. Wybrane przykłady zależności pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi przedstawiono na wykresach.

Łącznie przeanalizowano dziewięć modeli sieci neuronowych:

SR1: wody dopływające do składowiska, zmienne niezależne: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne, SO₄.

SR2: wody dopływające do składowiska, zmienne niezależne: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, SO₄.

- SR3: wody dopływające do składowiska, zmienne niezależne: Cl, NH₄, pH, rzędne.
 SR4: wody odpływające za składowiskiem, zmienne niezależne: ChZT_(Cr), Cl, N-NH₄, pH, rzędne, SO₄.
 SR5: wody odpływające za składowiskiem, zmienne niezależne: ChZT_(Cr), Cl, rzędne.
 SR6: wody odpływające za składowiskiem, zmienne niezależne: Cl, N-NH₄, pH, rzędne.
 SR7: wody odpływające za składowiskiem wraz z odciekami, zmienne niezależne: ChZT_(Cr), Cl, N-NH₄, pH, SO₄.
 SR8: wody odpływające za składowiskiem wraz z odciekami, zmienne niezależne: ChZT_(Cr), Cl.
 SR9: wody odpływające za składowiskiem wraz z odciekami, zmienne niezależne: Cl, N-NH₄, pH.

6.1. Wody podziemne dopływające do składowiska

Wyniki badań właściwości wód podziemnych dopływających do składowiska posłużyły do opracowania trzech modeli sieci neuronowych, opisujących zależności pomiędzy tymi właściwościami. W pierwszym modelu (SR1) zbiór zmiennych niezależnych stanowiły wszystkie wybrane wcześniej parametry (rozdział 5): ChZT_(Cr), Cl, N-NH₄, pH, rzędne, SO₄. Drugi model (SR2) zawierał zmienne zależne wybrane w trakcie budowania ogólnego modelu regresji: ChZT_(Cr), Cl, SO₄. W trzecim modelu (SR3) uwzględniono te zmienne, dla których zbiór danych zawierał największą ilość ważnych przypadków: Cl, NH₄, pH, rzędne. Zmienne zależne we wszystkich przypadkach stanowiły: Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd.

W tabeli 6.1 zestawiono dane dotyczące budowy, jakości uczenia, testowania i walidacji oraz algorytmów uczenia wybranych sieci neuronowych (po 5 dla każdego modelu), analizujących związki pomiędzy wybranymi właściwościami wód dopływających do składowiska. Prawie wszystkie wybrane sieci to perceptrony wielowarstwowe (MLP), tylko sieć nr 1 w modelu SR3 była siecią o radialnych funkcjach bazowych (RBF). Budowa sieci była związana z rodzajem modelowanego zagadnienia – warstwa wejściowa zawierała po jednym neuronie dla każdego predyktora, warstwa wyjściowa po jednym neuronie dla każdej zmiennej zależnej. Jakość uczenia, testowania i walidacji każdej sieci odpowiadała średniej wartości współczynników korelacji dla wszystkich przypadków danego zbioru.

Spośród pięciu najlepszych sieci realizujących regresję modelu SR1 oraz tworzonego przez nie zespołu, na podstawie wartości współczynników korelacji liniowej i nieparametrycznej pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi zmiennych zależnych, wybrano sieć nr 2: perceptron wielowarstwowy (MLP) o sześciu neuronach wejściowych, jedenastu ukrytych i czternastu wyjściowych. W modelach SR2 i SR3 najlepsze dopasowanie wykazały zespoły sieci, które często wykazują większe zdolności do generalizacji wiedzy niż pojedyncza sieć wchodząca w ich skład.

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych oraz wartości współczynników korelacji nieparametrycznej dla całego strumienia wód dopływających do składowiska oraz poszczególnych punktów poboru prób dla modelu SR1 przedstawiono w tabelach 6.2 i 6.3, dla modelu SR2 w tabelach 6.4 i 6.5, a dla modelu SR3 w tabelach 6.6 i 6.7.

Tabela 6.1
Table 6.1

Rodzaje i parametry wybranych sieci neuronowych
Types and parameters of selected neural networks

Nr sieci ANN No.	Architektura sieci The architecture of ANN	Jakość – The quality of			Algorytm uczenia The algorithm for learning
		uczenia learning	testowania testing	walidacji validation	
Model SR1 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne, SO ₄ Model SR1 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, coordinates, SO ₄					
1	MLP 6-7-14	0,457	0,270	0,245	BFGS
2	MLP 6-11-14	0,473	0,287	0,296	BFGS
3	MLP 6-3-14	0,566	0,239	0,309	BFGS
4	MLP 6-3-14	0,477	0,293	0,313	BFGS
5	MLP 6-5-14	0,477	0,280	0,309	BFGS
Model SR2 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl, SO ₄ Model SR2 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl, SO ₄					
1	MLP 3-5-14	0,481	0,292	0,278	BFGS
2	MLP 3-3-14	0,487	0,285	0,323	BFGS
3	MLP 3-6-14	0,482	0,288	0,278	BFGS
4	MLP 3-3-14	0,494	0,283	0,348	BFGS
5	MLP 3-3-14	0,495	0,260	0,299	BFGS
Model SR3 – zmienne niezależne: Cl, NH ₄ , pH, rzędne Model SR3 – independent variables: Cl, NH ₄ , pH, coordinates					
1	RBF 4-12-14	0,667	0,261	0,109	RBFT
2	MLP 4-6-14	0,264	0,215	0,123	BFGS
3	MLP 4-4-14	0,190	0,233	0,148	BFGS
4	MLP 4-4-14	0,321	0,207	0,129	BFGS
5	MLP 4-9-14	0,290	0,214	0,122	BFGS

MLP – perceptron wielowarstwowy – Multi Layer Perceptron

RBF – sieć o radialnych funkcjach bazowych – Radial Function Basis

BFGS – gradientowy algorytm optymalizacji – the gradient algorithm of optimisation – Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno

Model SR1 wykazał dopasowanie wartości ośmiu zmiennych zależnych, których zmienność wyjaśniał w zakresie od 3 (Na) do 60,1% (Mn). Istotne wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej (dodatnie) stwierdzono w przypadku dziewięciu zmiennych zależnych (dopływ ogółem) oraz w sześciu przypadkach dla piezometrów P6, P1 i P12. Ujemna korelacja dotyczyła zmiennej zależnej N-NO₃ (P1). Model SR2 także był adekwatny w stosunku do ośmiu zmiennych zależnych (zmienność wyjaśniana od 3,6 do 57,1%). Istotne dodatnie korelacje nieparametryczne dotyczyły ośmiu zmiennych zależnych w dopływie ogółem oraz dziewięciu w punktach P6, P1 i P12. Ujemne korelacje stwierdzono w przypadku zmiennych N-NO₃ (P1) i PO₄ (P12). Model SR3 wykazał dopasowanie dla dziesięciu zmiennych objaśnianych, odsetek wyjaśnianej zmienności wyniósł od 0,5 do 36,7%. Dodatnie (istotne) wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej wystąpiły w przypadku dwunastu zmiennych zależnych (dopływ ogółem) oraz dziewięciu w punktach P6, P1 i P12. Ujemną korelację stwierdzono w przypadku zawartości wapnia w punkcie P6.

Tabela 6.2
Table 6.2

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR1
Summary of the regression of dependent variables – model SR1

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,392	0,154	0,144	15,817	0,000
2.	Ca	0,424	0,180	0,171	19,102	0,000
3.	N-NO ₃	0,153	0,023	0,012	2,078	0,153
4.	PO ₄	0,385	0,148	0,138	15,147	0,000
5.	K	0,036	0,001	-0,010	0,112	0,738
6.	Na	0,210	0,044	0,033	4,004	0,048
7.	Mn	0,778	0,605	0,601	133,452	0,000
8.	Fe	0,650	0,422	0,415	63,504	0,000
9.	Ni	0,180	0,032	0,021	2,902	0,092
10.	Cr	0,131	0,017	0,006	1,513	0,222
11.	Zn	0,488	0,238	0,230	27,213	0,000
12.	Cu	0,499	0,249	0,240	28,835	0,000
13.	Pb	0,131	0,017	0,006	1,509	0,223
14.	Cd	0,105	0,011	0,000	0,969	0,328

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.3
Table 6.3

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników
zanieczyszczeń wód podziemnych dopływających do składowiska – model SR1
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution
of groundwater flowing into the dump – model SR1

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne (coordinates), SO ₄ MLP 6-11-14 (2)			
		DOPLÝW INFLOW	P6	P1	P12
		1.	Mg	0,490	-0,058
2.	Ca	0,304	-0,027	0,059	0,090
3.	N-NO ₃	-0,100	-0,017	-0,389	-0,029
4.	PO ₄	0,197	0,157	0,561	0,104
5.	K	-0,079	0,425	0,009	0,296
6.	Na	0,557	0,274	0,079	0,540
7.	Mn	0,760	0,416	0,607	0,229
8.	Fe	0,698	0,361	0,321	-0,177
9.	Ni	0,398	0,246	0,288	-0,096
10.	Cr	0,058	0,108	-0,254	-0,146
11.	Zn	0,684	0,201	0,488	0,111
12.	Cu	0,473	0,265	0,263	0,041
13.	Pb	0,216	0,234	0,208	0,352
14.	Cd	0,037	-0,135	0,076	0,043

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.4
Table 6.4

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR2
Summary of the regression of dependent variables – model SR2

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka - Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,527	0,277	0,269	33,380	0,000
2.	Ca	0,494	0,244	0,236	28,114	0,000
3.	N-NO ₃	0,130	0,017	0,005	1,486	0,226
4.	PO ₄	0,141	0,020	0,009	1,763	0,188
5.	K	0,072	0,005	-0,006	0,459	0,500
6.	Na	0,216	0,047	0,036	4,269	0,042
7.	Mn	0,759	0,576	0,571	118,108	0,000
8.	Fe	0,687	0,471	0,465	77,561	0,000
9.	Ni	0,249	0,062	0,051	5,741	0,019
10.	Cr	0,065	0,004	-0,007	0,364	0,548
11.	Zn	0,497	0,247	0,238	28,475	0,000
12.	Cu	0,472	0,223	0,214	24,977	0,000
13.	Pb	0,131	0,017	0,006	1,529	0,220
14.	Cd	0,165	0,027	0,016	2,420	0,123

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.5
Table 6.5

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników
zanieczyszczeń wód podziemnych dopływających do składowiska – model SR2
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution
of groundwater flowing into the dump – model SR2

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, SO ₄			
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS			
		DOPŁYW INFLOW	P6	P1	P12
1.	Mg	0,568	0,115	-0,052	0,399
2.	Ca	0,447	0,069	0,160	0,606
3.	N-NO ₃	-0,087	-0,112	-0,375	0,165
4.	PO ₄	0,117	0,077	0,497	-0,366
5.	K	-0,137	0,129	0,048	0,339
6.	Na	0,577	0,322	0,082	0,655
7.	Mn	0,777	0,248	0,561	0,329
8.	Fe	0,752	0,361	0,396	0,107
9.	Ni	0,491	0,322	0,245	0,108
10.	Cr	0,193	0,325	-0,122	0,169
11.	Zn	0,671	0,151	0,524	0,072
12.	Cu	0,558	0,434	0,317	0,405
13.	Pb	0,138	0,056	0,091	0,239
14.	Cd	0,092	-0,079	0,097	0,175

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.6
Table 6.6

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR3
Summary of the regression of dependent variables – model SR3

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,203	0,041	0,034	5,464	0,021
2.	Ca	0,180	0,032	0,025	4,233	0,042
3.	N-NO ₃	0,025	0,001	-0,007	0,080	0,778
4.	PO ₄	0,374	0,140	0,133	20,625	0,000
5.	K	0,465	0,216	0,210	35,092	0,000
6.	Na	0,449	0,201	0,195	32,041	0,000
7.	Mn	0,610	0,372	0,367	75,326	0,000
8.	Fe	0,542	0,294	0,288	52,793	0,000
9.	Ni	0,152	0,023	0,015	3,015	0,085
10.	Cr	0,014	0,006	0,005	0,185	0,009
11.	Zn	0,470	0,221	0,215	36,053	0,000
12.	Cu	0,389	0,152	0,145	22,704	0,000
13.	Pb	0,190	0,036	0,029	4,760	0,031
14.	Cd	0,126	0,016	0,008	2,056	0,154

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$.

Tabela 6.7
Table 6.7

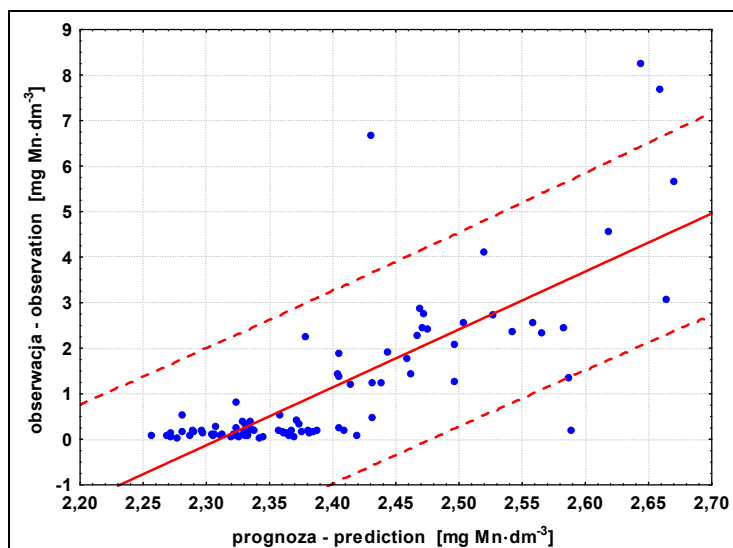
Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami
wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych dopływających do składowiska – model SR3

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution
of groundwater flowing into the dump – model SR3

Lp. No	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, NH ₄ , pH, rzędne			
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS			
		DOPLÝW INFLOW	P6	P1	P12
1.	Mg	0,316	0,194	0,243	0,224
2.	Ca	0,258	-0,368	0,177	0,044
3.	N-NO ₃	0,175	-0,276	0,174	0,278
4.	PO ₄	0,125	-0,180	-0,127	0,367
5.	K	0,292	0,451	0,407	0,233
6.	Na	0,557	0,245	0,486	0,613
7.	Mn	0,673	-0,004	0,326	0,107
8.	Fe	0,548	-0,104	0,343	-0,117
9.	Ni	0,391	0,056	0,283	0,079
10.	Cr	0,144	-0,033	0,118	0,053
11.	Zn	0,476	-0,165	0,084	-0,024
12.	Cu	0,433	0,172	0,075	0,091
13.	Pb	0,288	-0,113	0,328	0,276
14.	Cd	0,200	0,076	0,088	0,026

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

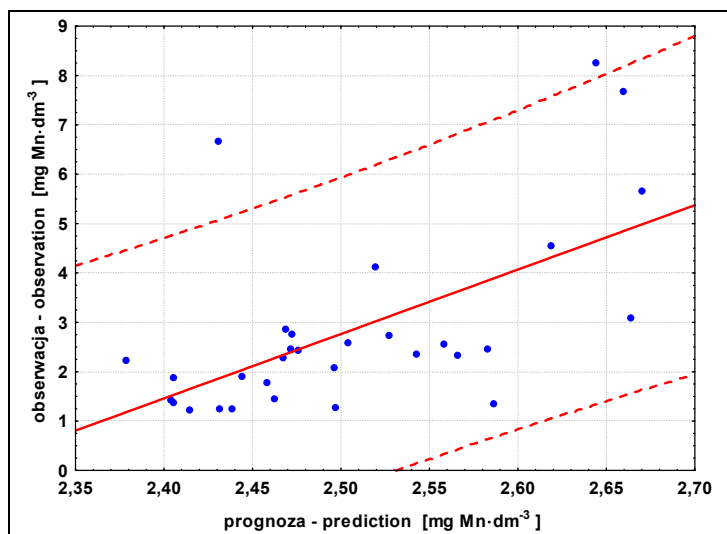
Na rysunkach 6.2–6.7 przedstawiono wykresy zależności pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi zawartościami manganu w wodach dopływających do składowiska ogółem oraz w wodach z piezometru P1 dla modeli SR1, SR2 i SR3. Stężenia manganu (oraz żelaza) były wskaźnikami w najlepszym stopniu prognozowanymi przez wymienione modele (szczególnie SR1 i SR2). Była to najwyraźniejsza cecha wód dopływających do składowiska, spowodowana przez procesy utleniania siarczków metali. W pozostałych przypadkach nie widać wyraźnych zależności pomiędzy badanymi predyktorami i zmiennymi zależnymi, można więc powiedzieć, że nie ma innych źródeł lub przyczyn wpływających na zmiany jakości badanych wód.



Rys. 6.2. Zawartość manganu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR1)

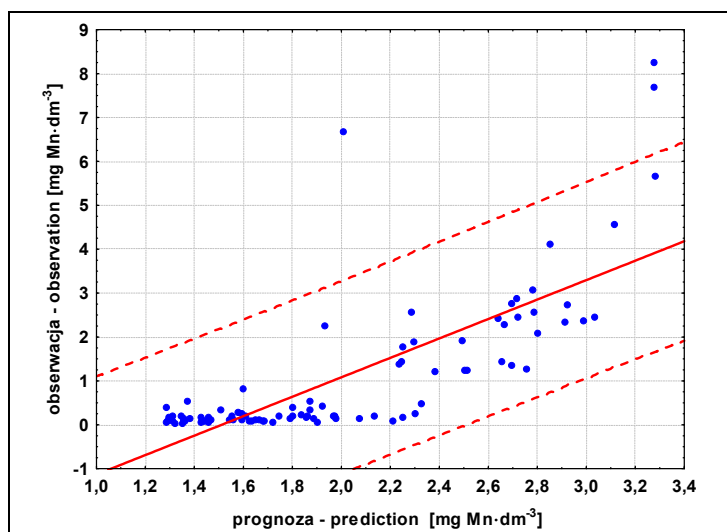
Fig. 6.2. Manganese content in the groundwater flowing into the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR1)

W przedstawionych modelach wybrane zestawy zmiennych niezależnych opisywały maksymalnie od 36,7 do 60,1% zmienności objaśnianych cech. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 7 zmiennych zależnych modelu SR1, 8 zmiennych zależnych modelu SR2 i dla 8 zmiennych zależnych modelu SR3. Najlepiej prognozowane w wodach dopływających do składowiska (przez wszystkie modele) były zawartości: Mg, Ca, Na, Mn, Fe, Zn i Cu. Podobnie jak w przypadku ogólnych modeli regresji sztuczne sieci neuronowe generowały wartości słabo dopasowane do właściwości wód w poszczególnych punktach obserwacyjnych.



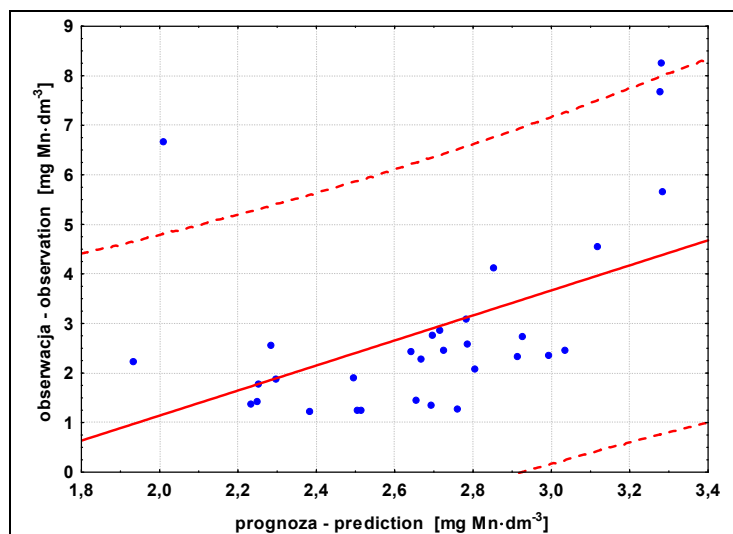
Rys. 6.3. Zawartość manganu w wodach z piezometru P1 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR1)

Fig. 6.3. Manganese content in the groundwater (estimate from piezometer P1 – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR1)



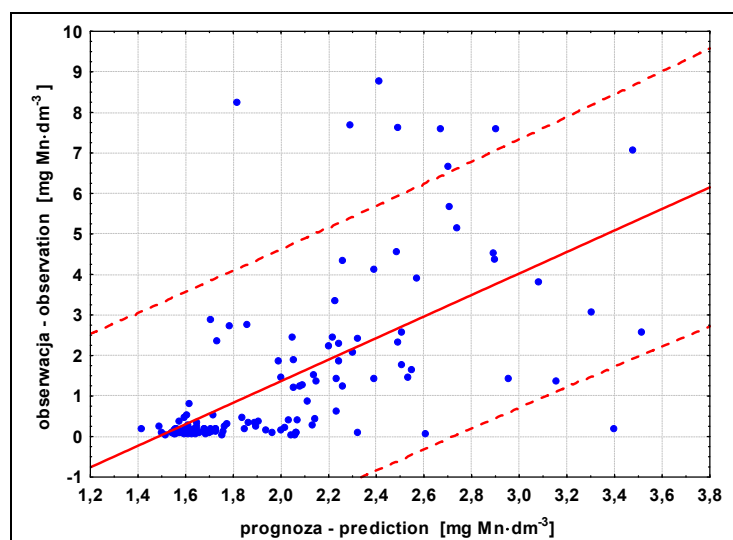
Rys. 6.4. Zawartość manganu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR2)

Fig. 6.4. Manganese content in the groundwater flowing into the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR2)



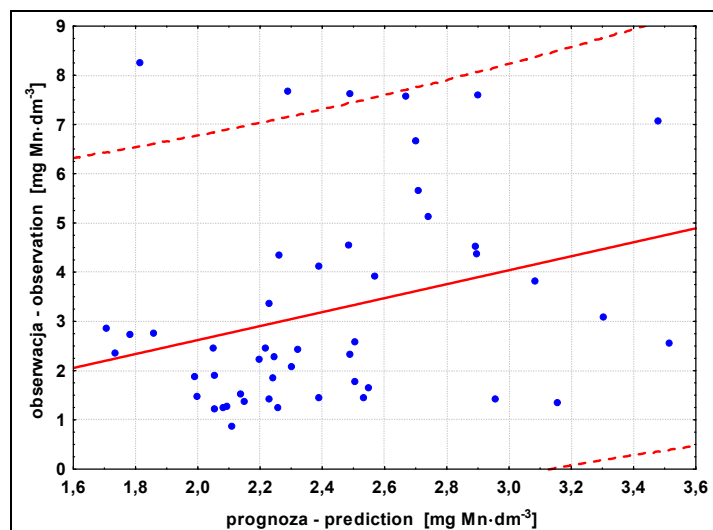
Rys. 6.5. Zawartość manganu w wodach podziemnych z piezometru P1 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR2)

Fig. 6.5. Manganese content in the groundwater (estimate from piezometer P1 – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR2)



Rys. 6.6. Zawartość manganu w wodach podziemnych dopływających do składowiska – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR3)

Fig. 6.6. Manganese content in the groundwater flowing into the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR3)



Rys. 6.7. Zawartość manganu w wodach podziemnych z piezometru P1 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR3)

Fig. 6.7. Manganese content in the groundwater (estimate from piezometer P1) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR3)

6.2. Wody podziemne odpływające za składowiskiem

Wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem były podstawą do utworzenia trzech modeli sieci neuronowych. W pierwszym modelu (SR4) zbiór zmiennych niezależnych stanowiły wszystkie wytypowane wcześniej parametry (rozdział 5): $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N- NH_4 , pH, rzędne, SO_4 . Drugi model (SR5) zawierał zmienne zależne wybrane w trakcie budowania ogólnego modelu regresji: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, rzędne. W trzecim modelu (SR6) uwzględniono te zmienne, dla których zbiór danych zawierał największą ilość ważnych przypadków: Cl, NH_4 , pH, rzędne. Zmienne zależne we wszystkich przypadkach stanowiły: Mg, Ca, N- NO_3 , PO_4 , K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd.

W tabeli 6.8. zestawiono dane dotyczące budowy, jakości uczenia, testowania i walidacji oraz algorytmów uczenia wybranych sieci neuronowych (po 5 dla każdego modelu). Większość wybranych sieci to perceptrony wielowarstwowe (MLP), tylko sieci nr 4 i 5 w modelu SR4 stanowiły sieci o radialnych funkcjach bazowych (RBF). Wszystkie analizowane sieci miały warstwy wejściowe, składające się z neuronów dopasowanych ilościowo do liczby predyktorów i warstwy wyjściowe zawierające czternaście neuronów wyjściowych (odpowiadających ilości zmiennych zależnych). Przedstawiona w tabeli jakość uczenia, testowania i walidacji dla każdej sieci odpowiadała średniej wartości współczynnika korelacji dla wszystkich przypadków danego zbioru.

Tabela 6.8
Table 6.8

Rodzaje i parametry wybranych sieci neuronowych
Types and parameters of selected neural networks

Nr sieci ANN No.	Architektura sieci The architecture of ANN	Jakość – The quality of			Algorytm uczenia The algorithm for learning
		uczenia learning	testowania testing	walidacji validation	
Model SR4 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne, SO ₄ Model SR4 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, coordinates, SO ₄					
1	MLP 6-3-14	0,765	0,232	0,292	BFGS
2	MLP 6-10-14	0,740	0,252	0,309	BFGS
3	MLP 6-7-14	0,847	0,275	0,271	BFGS
4	RBF 6-5-14	0,709	0,178	0,288	RBFT
5	RBF 6-5-14	0,656	0,201	0,254	RBFT
Model SR5 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl, rzędne Model SR5 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl, coordinates					
1	MLP 3-10-14	0,528	0,291	0,294	BFGS
2	MLP 3-6-14	0,548	0,263	0,305	BFGS
3	MLP 3-8-14	0,511	0,307	0,331	BFGS
4	MLP 3-8-14	0,483	0,266	0,289	BFGS
5	MLP 3-5-14	0,505	0,232	0,304	BFGS
Model SR6 – zmienne niezależne: Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne Model SR6 – independent variables: Cl, N-NH ₄ , pH, coordinates					
1	MLP 4-3-14	0,526	0,213	0,227	BFGS
2	MLP 4-4-14	0,506	0,284	0,253	BFGS
3	MLP 4-3-14	0,468	0,247	0,267	BFGS
4	MLP 4-3-14	0,489	0,256	0,295	BFGS
5	MLP 4-9-14	0,565	0,240	0,264	BFGS

MLP – perceptron wielowarstwowy – Multi Layer Perceptron

RBF – sieć o radialnych funkcjach bazowych – Radial Function Basis

BFGS – gradientowy algorytm optymalizacji – the gradient algorithm of optimalisation – Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno

Spośród pięciu najlepszych sieci (oraz zespołów) analizujących zależności regresyjne modeli SR4, SR5 i SR6 najlepsze wartości współczynników korelacji liniowej i nieparametrycznej pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi zmiennych zależnych otrzymano dla zespołów.

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych oraz wartości współczynników korelacji nieparametrycznej dla całego strumienia wód odpływających za składowiskiem oraz poszczególnych punktów poboru prób dla modelu SR4 przedstawiono w tabelach 6.9 i 6.10, dla modelu SR5 w tabelach 6.11 i 6.12, a dla modelu SR6 w tabelach 6.13 i 6.14. Model SR4 wykazał dopasowanie wartości dziesięciu zmiennych zależnych, których zmienność wyjaśniał w zakresie od 7,1 (Ca) do 49,0% (Na). Istotne wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej (dodatnie) stwierdzono w przypadku jedenastu zmiennych zależnych (odpływ ogółem) oraz w 25 przypadkach dla piezometrów P3, P8, P5, P9 (najwięcej w dwóch ostatnich). Zanotowano ujemne korelacje dla zmiennych Mn (P5) i Cd (P3).

Tabela 6.9
Table 6.9

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR4
Summary of the regression of dependent variables – model SR4

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,499	0,249	0,241	30,506	0,000
2.	Ca	0,284	0,081	0,071	8,090	0,005
3.	N-NO ₃	0,338	0,114	0,105	11,874	0,001
4.	PO ₄	0,196	0,038	0,028	3,674	0,058
5.	K	0,675	0,456	0,450	77,073	0,000
6.	Na	0,704	0,496	0,490	90,399	0,000
7.	Mn	0,065	0,004	-0,007	0,386	0,536
8.	Fe	0,438	0,192	0,183	21,881	0,000
9.	Ni	0,117	0,014	0,003	1,280	0,261
10.	Cr	0,524	0,275	0,267	34,827	0,000
11.	Zn	0,456	0,208	0,200	24,183	0,000
12.	Cu	0,410	0,168	0,159	18,625	0,000
13.	Pb	0,305	0,093	0,083	9,451	0,003
14.	Cd	0,150	0,022	0,012	2,117	0,149

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.10
Table 6.10

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem – model SR4

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model SR4

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne (coordinates), SO ₄				
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS				
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9
1.	Mg	0,619	0,657	0,401	0,614	0,843
2.	Ca	0,220	0,509	-0,153	0,190	0,369
3.	N-NO ₃	0,354	-0,034	0,339	0,357	0,027
4.	PO ₄	-0,033	-0,175	-0,019	0,147	-0,288
5.	K	0,693	0,843	0,619	0,779	0,686
6.	Na	0,696	0,865	0,638	0,756	0,726
7.	Mn	-0,034	0,446	-0,203	-0,438	0,092
8.	Fe	0,477	-0,029	0,563	0,170	0,593
9.	Ni	0,512	0,321	0,690	0,499	0,331
10.	Cr	0,683	0,639	0,860	0,687	0,609
11.	Zn	0,478	0,181	0,383	0,612	0,502
12.	Cu	0,365	-0,048	0,402	0,445	0,381
13.	Pb	0,338	-0,158	0,327	0,241	0,359
14.	Cd	-0,034	-0,522	-0,260	0,116	-0,226

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.11
Table 6.11

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR5
Summary of the regression of dependent variables – model SR5

Lp. No	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,275	0,076	0,069	10,950	0,001
2.	Ca	0,245	0,060	0,053	8,569	0,004
3.	N-NO ₃	0,306	0,094	0,087	13,853	0,000
4.	PO ₄	0,254	0,064	0,057	9,229	0,003
5.	K	0,585	0,342	0,337	69,726	0,000
6.	Na	0,660	0,435	0,431	103,345	0,000
7.	Mn	0,353	0,124	0,118	19,021	0,000
8.	Fe	0,336	0,113	0,106	17,006	0,000
9.	Ni	0,129	0,017	0,009	2,280	0,133
10.	Cr	0,429	0,184	0,178	30,168	0,000
11.	Zn	0,414	0,171	0,165	27,723	0,000
12.	Cu	0,262	0,069	0,062	9,892	0,002
13.	Pb	0,340	0,115	0,109	17,489	0,000
14.	Cd	0,232	0,054	0,047	7,642	0,007

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.12
Table 6.12

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem – model SR5
Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model SR5

Lp. No	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, rzędne				
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS				
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9
1.	Mg	0,286	0,394	0,126	-0,005	0,653
2.	Ca	0,226	0,175	0,228	0,331	0,252
3.	N-NO ₃	0,263	0,017	0,456	0,443	0,261
4.	PO ₄	0,263	0,371	0,174	0,199	0,390
5.	K	0,692	0,555	0,577	0,738	0,567
6.	Na	0,685	0,576	0,642	0,607	0,639
7.	Mn	0,426	0,494	0,304	0,354	0,544
8.	Fe	0,384	0,119	0,537	0,244	0,624
9.	Ni	0,422	0,293	0,610	0,541	0,171
10.	Cr	0,596	0,432	0,754	0,539	0,454
11.	Zn	0,384	0,000	0,047	0,634	0,502
12.	Cu	0,310	-0,048	0,094	0,602	0,364
13.	Pb	0,201	0,326	-0,243	0,427	0,469
14.	Cd	0,068	0,145	-0,207	0,400	-0,226

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.13
Table 6.13

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR6
Summary of the regression of dependent variables – model SR6

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,261	0,068	0,062	10,940	0,001
2.	Ca	0,223	0,050	0,043	7,818	0,006
3.	N-NO ₃	0,194	0,038	0,031	5,848	0,017
4.	PO ₄	0,360	0,130	0,124	22,333	0,000
5.	K	0,604	0,365	0,361	86,175	0,000
6.	Na	0,564	0,318	0,313	69,950	0,000
7.	Mn	0,324	0,105	0,099	17,546	0,000
8.	Fe	0,344	0,118	0,112	20,119	0,000
9.	Ni	0,026	0,001	-0,006	0,099	0,754
10.	Cr	0,396	0,157	0,151	27,860	0,000
11.	Zn	0,360	0,129	0,124	22,303	0,000
12.	Cu	0,277	0,077	0,071	12,479	0,001
13.	Pb	0,208	0,043	0,037	6,816	0,010
14.	Cd	0,169	0,029	0,022	4,429	0,037

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

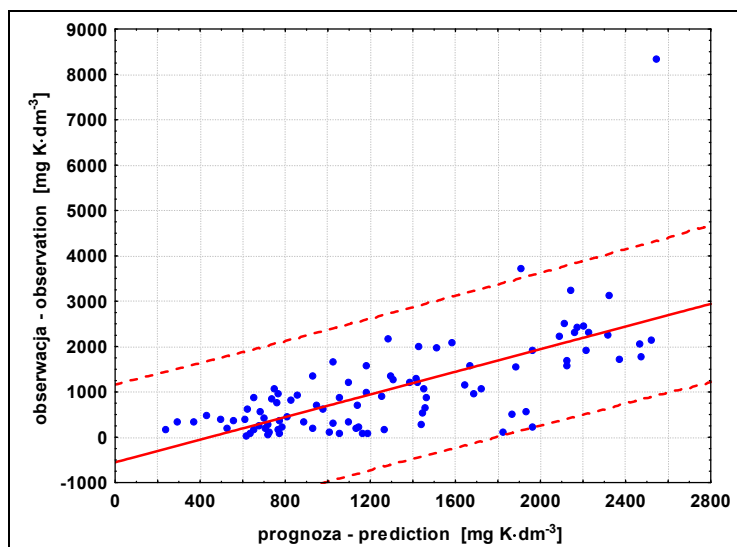
Tabela 6.14
Table 6.14

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem – model SR6

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump – model SR6

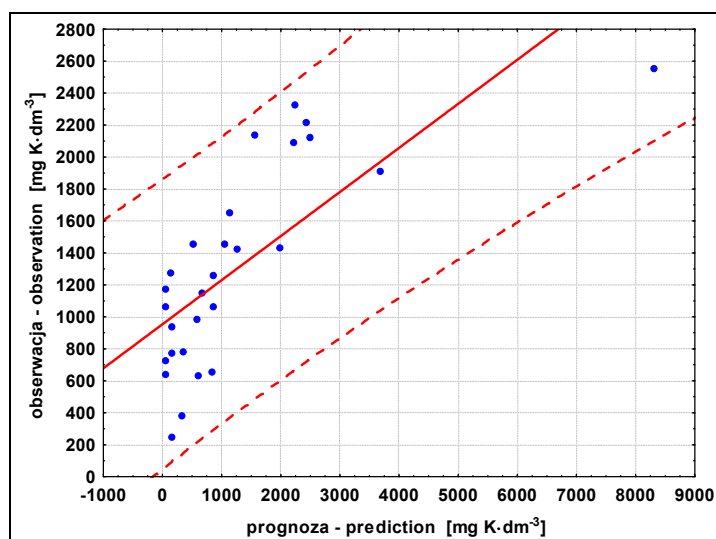
Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, N-NH ₄ , pH, rzędne (coordinates)				
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS				
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9
1.	Mg	0,326	0,306	0,374	0,240	0,450
2.	Ca	0,226	0,373	0,424	0,057	0,052
3.	N-NO ₃	0,198	-0,035	0,419	0,276	0,181
4.	PO ₄	0,443	0,511	0,574	0,231	0,455
5.	K	0,701	0,726	0,701	0,678	0,481
6.	Na	0,645	0,696	0,659	0,635	0,448
7.	Mn	0,403	0,681	0,343	0,093	0,352
8.	Fe	0,407	0,232	0,538	0,239	0,593
9.	Ni	0,424	0,375	0,699	0,335	0,190
10.	Cr	0,590	0,574	0,743	0,498	0,383
11.	Zn	0,331	0,105	0,000	0,544	0,387
12.	Cu	0,318	-0,025	-0,012	0,603	0,363
13.	Pb	0,252	0,142	-0,216	0,530	0,357
14.	Cd	0,066	0,008	-0,271	0,390	-0,222

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$



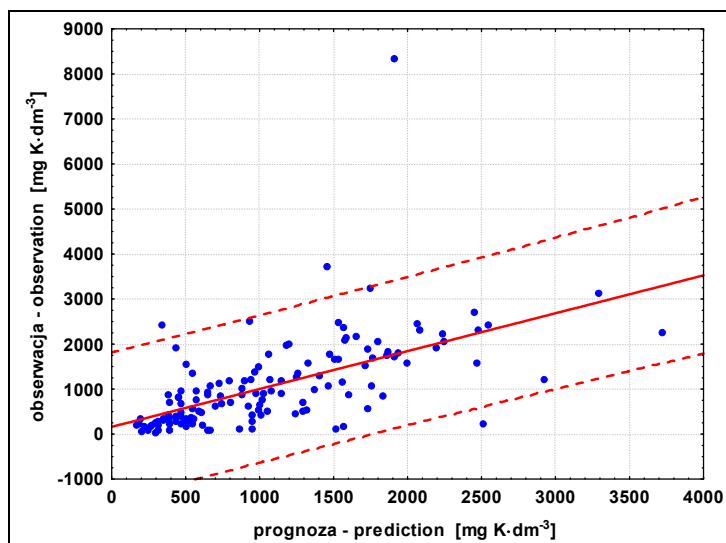
Rys. 6.8. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR4)

Fig. 6.8. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR4)



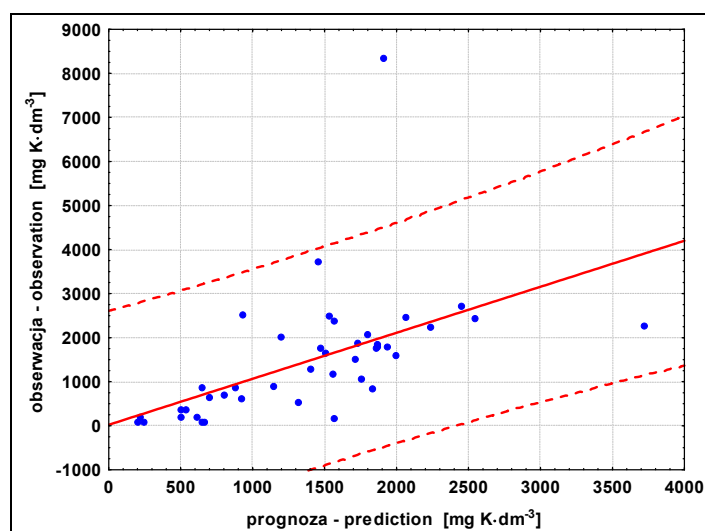
Rys. 6.9. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR4)

Fig. 6.9. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR4)



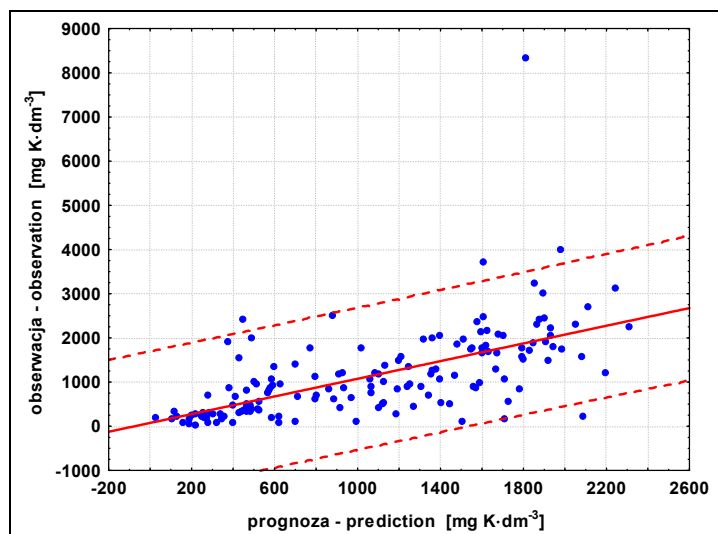
Rys. 6.10. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR5)

Fig. 6.10. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the independency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR5)



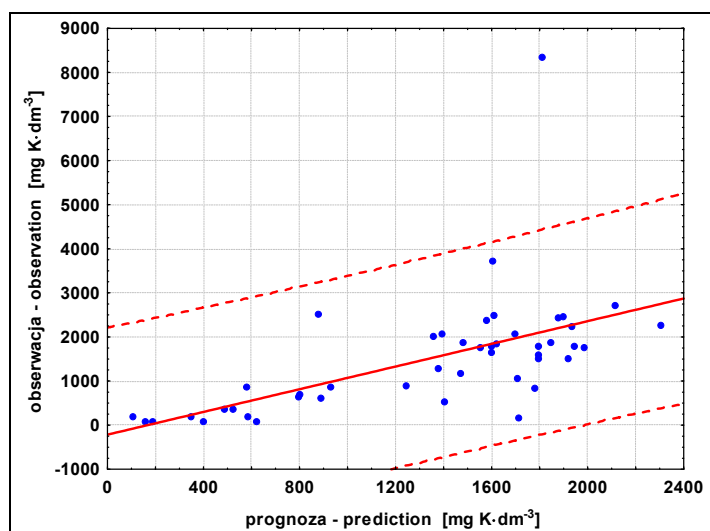
Rys. 6.11. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR5)

Fig. 6.11. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR5)



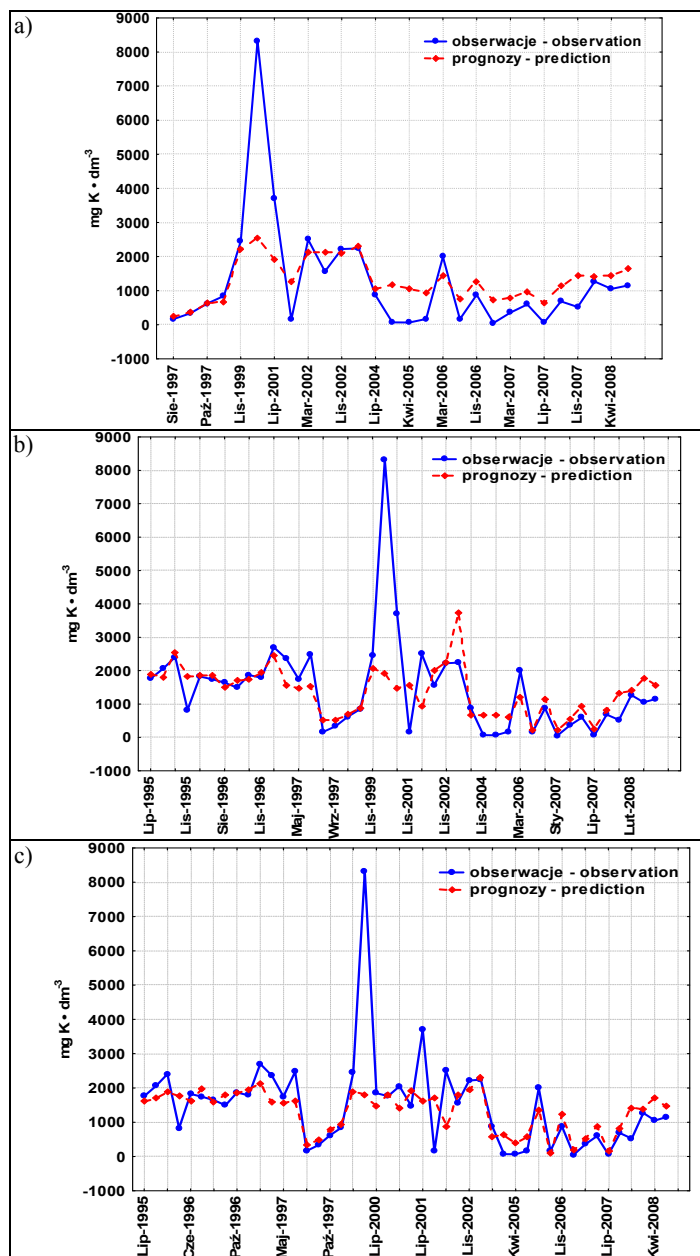
Rys. 6.12. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR6)

Fig. 6.12. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR6)



Rys. 6.13. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR6)

Fig. 6.13. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR6)



Rys. 6.14. Obserwowane i prognozowane zawartości potasu w wodach podziemnych z piezometru P5: a) – model SR4, b) – model SR5, c) – model SR6
 Fig. 6.14. Real and predicted content of potassium in the groundwater – estimate from piezometer P5: a) – model SR4, b) – model SR5, c) – model SR6

Model SR5 wykazał dopasowanie w stosunku do trzynastu zmiennych zależnych (zmienność wyjaśniana od 5,3 do 43,1%). Istotne dodatnie korelacje nieparametryczne dotyczyły prawie wszystkich (poza Cd) zmiennych zależnych w odpływie ogółem oraz 32 w punktach P3, P8, P5 i P9 (najwięcej w dwóch ostatnich). Nie zaobserwowano istotnych ujemnych korelacji. Model SR6 wykazał dopasowanie dla trzynastu zmiennych objaśnianych (poza Cd), odsetek wyjaśnianej zmienności wyniósł od 2,2 do 36,1%. Dodatkowo (istotne) wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej wystąpiły w przypadku tych samych zmiennych zależnych (dopływ ogółem) oraz 34 w punktach P3, P8, P5 i P9 (najwięcej P8 i P9). Nie wystąpiły ujemne korelacje.

Na rysunkach 6.8–6.13 przedstawiono wykresy zależności pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi zawartościami potasu w wodach odpływających za składowiskiem ogółem oraz w wodach z piezometru P3 dla modeli SR4, SR5 i SR6. Stężenia potasu (oraz sodu) były wskaźnikami w najlepszym stopniu prognozowanymi przez wymienione modele. Tylko nieliczne punkty na wykresach przekraczały zakres predykcji. Porównanie rzeczywistych i prognozowanych zawartości potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 zamieszczono na rysunku 6.14. Najlepsze dopasowanie widoczne jest w przypadku modelu SR6.

W przedstawionych modelach wybrane zestawy zmiennych niezależnych opisywały maksymalnie od 36,1 do 49% zmienności badanych cech. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 10 zmiennych zależnych modelu SR4 oraz dla 12 zmiennych zależnych modeli SR5 i SR6. Najlepiej prognozowane w wodach odpływających za składowiskiem (przez wszystkie modele) były zawartości: Mg, Ca, N-NO₃, K, Na, Fe, Cr, Zn, Cu i Pb. Najlepsze dopasowanie wykazały dane przedstawiające właściwości wód z piezometru P5, P8, nieco gorsze dla piezometru P9. Najmniej trafnych prognoz otrzymano dla wód z piezometru P3. Zastosowanie zespołów sieci pozwoliło na dość dobre odwzorowanie trendu zmian zawartości badanych składników (rys. 6.14), zapobiegając jednocześnie „przeuczeniu” wiążącemu się z nadmiernym dopasowaniem wartości prognozowanych do obserwacji.

6.3. Wody podziemne odpływające za składowiskiem i odcieki składowiskowe

Wyniki badań właściwości wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków wykorzystano do opracowania trzech modeli sieci neuronowych, opisujących zależności pomiędzy tymi właściwościami. W pierwszym modelu (SR7) zbiór zmiennych niezależnych stanowiły wszystkie zmienne, wytypowane do modelowania regresji (rozdział 5): ChZT_(Cr), Cl, N-NH₄, pH, SO₄. Drugi model (SR8) zawierał zmienne zależne wybrane w trakcie budowania ogólnego modelu: ChZT_(Cr), Cl. W modelu SR9 uwzględniono te zmienne, dla których zbiór danych zawierał największą ilość ważnych przypadków: Cl, NH₄, pH. Zmienne zależne w każdym modelu stanowiły: Mg, Ca, N-NO₃, PO₄, K, Na, Mn, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd.

W tabeli 6.15 zestawiono dane dotyczące budowy, jakości uczenia, testowania i walidacji oraz algorytmów uczenia wybranych sieci neuronowych (po 5 dla każdego modelu). Większość sieci to perceptrony wielowarstwowe (MLP), tylko sieci: nr 2 w modelu SR7 oraz nr 2 i 3 w modelu SR8 stanowiły sieci o radialnych funkcjach bazowych

(RBF). Wszystkie sieci w warstwie wejściowej zawierały taką ilość neuronów, która odpowiadała ilości predyktorów, a w warstwie wyjściowej czterem neuronów wyjściowych (odpowiadających ilości zmiennych zależnych).

Przedstawiona w tabeli 6.15 jakość uczenia, testowania i walidacji dla każdej sieci odpowiadała średniej wartości współczynników korelacji we wszystkich przypadkach danego zbioru. Spośród pięciu najlepszych sieci (oraz zespołów) analizujących regresje modeli SR7, SR8 i SR9 najlepsze wartości współczynników korelacji liniowej i nieparametrycznej pomiędzy wartościami obserwowanymi i prognozowanymi zmiennych zależnych otrzymano dla zespołów sieci.

Tabela 6.15
Table 6.15

Rodzaje i parametry wybranych sieci neuronowych
Types and parameters of selected neural networks

Nr sieci ANN No.	Architektura sieci The architecture of ANN	Jakość – The quality of			Algorytm uczenia The algorithm for learning
		uczenia learning	testowania testing	walidacji validation	
Model SR7 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, SO ₄ Model SR7 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, SO ₄					
1	MLP 5-4-14	0,447	0,250	0,416	BFGS
2	RBF 5-8-14	0,589	0,211	0,294	RBFT
3	MLP 5-7-14	0,459	0,233	0,415	BFGS
4	MLP 5-3-14	0,442	0,258	0,422	BFGS
5	MLP 5-4-14	0,254	0,135	0,355	BFGS
Model SR8 – zmienne niezależne: ChZT _(Cr) , Cl Model SR8 – independent variables: ChZT _(Cr) , Cl					
1	MLP 2-3-14	0,415	0,174	0,304	BFGS
2	RBF 2-14-14	0,590	0,137	0,222	RBFT
3	RBF 2-20-14	0,649	0,104	0,243	RBFT
4	MLP 2-3-14	0,342	0,200	0,357	BFGS
5	MLP 2-5-14	0,405	0,232	0,301	BFGS
Model SR9 – zmienne niezależne: Cl, N-NH ₄ , pH Model SR9 – independent variables: Cl, N-NH ₄ , pH					
1	MLP 3-9-14	0,298	0,250	0,396	BFGS
2	MLP 3-5-14	0,242	0,236	0,374	BFGS
3	MLP 3-8-14	0,299	0,244	0,390	BFGS
4	MLP 3-9-14	0,316	0,288	0,369	BFGS
5	MLP 3-3-14	0,312	0,182	0,345	BFGS

MLP – perceptron wielowarstwowy – Multi Layer Perceptron

RBF – sieć o radialnych funkcjach bazowych – Radial Function Basis

BFGS – gradientowy algorytm optymalizacji – the gradient algorithm of optimisation – Broyden-Fletcher-Goldfarb-Shanno

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych oraz wartości współczynników korelacji nieparametrycznej w odniesieniu do całego strumienia wód odpływających za składowiskiem oraz poszczególnych punktów poboru prób (łącznie z odciekami składowiskowymi) dla modelu SR7 przedstawiono w tabelach 6.16 i 6.17, dla modelu SR8

w tabelach 6.18 i 6.19, a dla modelu SR9 w tabelach 6.20 i 6.21. Model SR7 wykazał dopasowanie wartości dziesięciu zmiennych zależnych, których zmienność (statystycznie istotną) wyjaśniał w zakresie od 10,8 (Ca i Pb) do 49,9% (Na). Istotne wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej (dodatnie) stwierdzono w przypadku dziesięciu zmiennych zależnych (odpływ ogółem) oraz w 34 przypadkach dla piezometrów P3, P8, P5, P9 i odcieków (najwięcej w P9 i P8). Zanotowano ujemną korelację dla zmiennej Mn (P5). Model SR8 wykazał dopasowanie w stosunku do dwunastu zmiennych zależnych (zmienność wyjaśniana od 2,7 do 33,6%). Istotne dodatnie korelacje nieparametryczne dotyczyły prawie wszystkich (poza Cd) zmiennych zależnych w odpływie ogółem oraz 40 w punktach P3, P8, P5, P9 i odciekach (najwięcej w P5). Nie zaobserwowano istotnych ujemnych korelacji. Model SR9 wykazał dopasowanie dla trzynastu zmiennych objaśnianych (poza Ni), odsetek wyjaśnianej zmienności wyniósł od 1,8 do 36,8%. Dodatnie (istotne) wartości współczynnika korelacji nieparametrycznej wystąpiły w przypadku trzynastu zmiennych zależnych (poza Cd – odpływ ogółem) oraz 40 w punktach P3, P8, P5, P9 i odciekach (najwięcej P5 i P9). Nie wystąpiły ujemne korelacje. Ogólnie skład wód odpływających lepiej prognozował model SR8. Także prognozy dla wód z piezometru P3 i odcieków były tu bardziej dopasowane. Natomiast prognozy dotyczące pozostałych punktów położonych na odpływie (P8, P5 i P9) lepiej wypadły w modelu SR9.

Tabela 6.16
Table 6.16

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR7
Summary of the regression of dependent variables – model SR7

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,519	0,269	0,262	39,359	0,000
2.	Ca	0,341	0,116	0,108	14,090	0,000
3.	N-NO ₃	0,065	0,004	-0,005	0,460	0,499
4.	PO ₄	0,374	0,140	0,132	17,396	0,000
5.	K	0,608	0,370	0,364	62,743	0,000
6.	Na	0,709	0,503	0,499	108,445	0,000
7.	Mn	0,047	0,002	-0,007	0,236	0,628
8.	Fe	0,528	0,279	0,273	41,458	0,000
9.	Ni	0,100	0,010	0,001	1,083	0,300
10.	Cr	0,479	0,229	0,222	31,827	0,000
11.	Zn	0,589	0,347	0,341	56,796	0,000
12.	Cu	0,381	0,145	0,137	18,185	0,000
13.	Pb	0,342	0,117	0,108	14,139	0,000
14.	Cd	0,121	0,015	0,005	1,582	0,211

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.17
Table 6.17

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych – model SR7

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump and of seepage water – model SR7

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl, N-NH ₄ , pH, SO ₄					
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS					
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9	ODCIEKI SEEPAGE W.
1.	Mg	0,622	0,707	0,505	0,599	0,858	0,214
2.	Ca	0,260	0,554	-0,205	0,334	0,339	-0,326
3.	N-NO ₃	0,024	0,692	-0,182	0,073	-0,209	-0,340
4.	PO ₄	0,498	0,336	0,707	0,225	0,519	0,471
5.	K	0,662	0,846	0,761	0,806	0,681	0,661
6.	Na	0,703	0,874	0,723	0,779	0,709	0,639
7.	Mn	0,090	0,479	0,199	-0,558	-0,043	-0,057
8.	Fe	0,519	0,071	0,569	0,352	0,651	-0,361
9.	Ni	0,461	0,086	0,742	0,538	0,190	0,742
10.	Cr	0,694	0,596	0,885	0,723	0,585	0,646
11.	Zn	0,436	-0,377	0,524	0,735	0,475	0,150
12.	Cu	0,236	-0,449	0,357	0,371	0,451	-0,134
13.	Pb	0,167	-0,106	0,242	0,197	0,452	-0,304
14.	Cd	-0,051	-0,343	-0,257	0,142	-0,228	-0,402

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$
The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.18
Table 6.18

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR8
Summary of the regression of dependent variables – model SR8

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,409	0,168	0,162	32,817	0,000
2.	Ca	0,424	0,180	0,175	35,786	0,000
3.	N-NO ₃	0,049	0,002	-0,004	0,390	0,533
4.	PO ₄	0,182	0,033	0,027	5,608	0,019
5.	K	0,549	0,301	0,297	70,280	0,000
6.	Na	0,597	0,356	0,352	90,261	0,000
7.	Mn	0,347	0,120	0,115	22,318	0,000
8.	Fe	0,583	0,340	0,336	83,865	0,000
9.	Ni	0,140	0,020	0,014	3,267	0,073
10.	Cr	0,508	0,258	0,254	56,716	0,000
11.	Zn	0,453	0,206	0,201	42,200	0,000
12.	Cu	0,336	0,113	0,107	20,731	0,000
13.	Pb	0,382	0,146	0,140	27,783	0,000
14.	Cd	0,293	0,086	0,081	15,360	0,000

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$
Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.19
Table 6.19

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych – model SR8

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump and of seepage water – model SR8

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables ChZT _(Cr) , Cl					
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS					
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9	ODCIEKI SEEPAGE W.
1.	Mg	0,416	0,396	0,618	0,188	0,363	0,402
2.	Ca	0,343	0,472	0,186	0,450	0,011	0,359
3.	N-NO ₃	0,219	0,455	0,178	0,260	0,124	0,384
4.	PO ₄	0,389	0,525	0,258	0,355	0,366	0,593
5.	K	0,593	0,608	0,565	0,735	0,371	0,455
6.	Na	0,617	0,629	0,542	0,562	0,473	0,465
7.	Mn	0,483	0,461	0,530	0,375	0,296	0,446
8.	Fe	0,519	0,221	0,728	0,331	0,518	0,608
9.	Ni	0,505	0,290	0,746	0,557	0,471	0,154
10.	Cr	0,647	0,583	0,802	0,553	0,637	0,211
11.	Zn	0,366	-0,059	0,258	0,701	0,265	0,669
12.	Cu	0,249	-0,051	-0,046	0,697	0,210	0,255
13.	Pb	0,177	0,045	-0,056	0,362	0,573	0,261
14.	Cd	0,074	0,065	-0,153	0,372	-0,165	0,213

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.20
Table 6.20

Podsumowanie regresji zmiennych zależnych – model SR9
Summary of the regression of dependent variables – model SR9

Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Statystyka – Statistics				
		R	R ²	R ² popr. R ² correct.	F	p
1.	Mg	0,223	0,050	0,045	9,573	0,002
2.	Ca	0,218	0,048	0,042	9,157	0,003
3.	N-NO ₃	0,152	0,023	0,018	4,318	0,039
4.	PO ₄	0,304	0,092	0,087	18,572	0,000
5.	K	0,610	0,372	0,368	108,312	0,000
6.	Na	0,524	0,275	0,271	69,429	0,000
7.	Mn	0,237	0,056	0,051	10,903	0,001
8.	Fe	0,434	0,188	0,184	42,456	0,000
9.	Ni	0,090	0,008	0,003	1,493	0,223
10.	Cr	0,440	0,193	0,189	43,846	0,000
11.	Zn	0,459	0,211	0,206	48,798	0,000
12.	Cu	0,315	0,099	0,094	20,117	0,000
13.	Pb	0,302	0,091	0,086	18,315	0,000
14.	Cd	0,161	0,026	0,021	4,862	0,029

Zaznaczono wyniki istotne z $p < 0,05$

Marked results are significant from $p < 0,05$

Tabela 6.21
Table 6.21

Korelacje pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych odpływających za składowiskiem oraz odcieków składowiskowych – model SR9

Correlations between the observed and predicted indicators of the pollution of groundwater flowing from the dump and of seepage water – model SR9

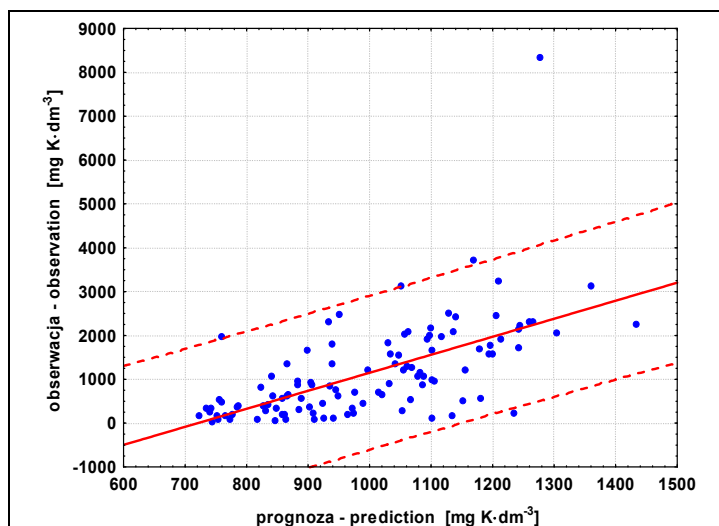
Lp. No.	Zmienne zależne Dependent variables	Zmienne niezależne – Independent variables Cl, N-NH ₄ , pH					
		ZESPÓŁ SIECI – GROUP OF NETWORKS					
		ODPŁYW OUTFLOW	P3	P8	P5	P9	ODCIEKI SEEPAGE W.
1.	Mg	0,273	0,170	0,728	-0,076	0,814	-0,018
2.	Ca	0,183	0,511	-0,005	0,291	0,380	0,065
3.	N-NO ₃	0,191	0,062	-0,076	0,355	0,106	0,314
4.	PO ₄	0,472	0,211	0,837	0,181	0,694	-0,042
5.	K	0,682	0,699	0,773	0,718	0,657	0,417
6.	Na	0,610	0,670	0,737	0,527	0,688	0,105
7.	Mn	0,357	0,240	0,475	0,342	0,563	0,118
8.	Fe	0,470	0,085	0,637	0,305	0,660	0,555
9.	Ni	0,392	0,341	0,706	0,355	0,190	0,218
10.	Cr	0,561	0,560	0,778	0,491	0,410	0,137
11.	Zn	0,523	0,209	0,182	0,695	0,495	0,743
12.	Cu	0,371	0,086	0,040	0,609	0,409	0,400
13.	Pb	0,261	-0,202	-0,005	0,556	0,420	0,355
14.	Cd	0,120	-0,114	-0,284	0,466	-0,170	0,296

Oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < 0,05$

The marked correlation coefficients are significant from $p < 0,05$

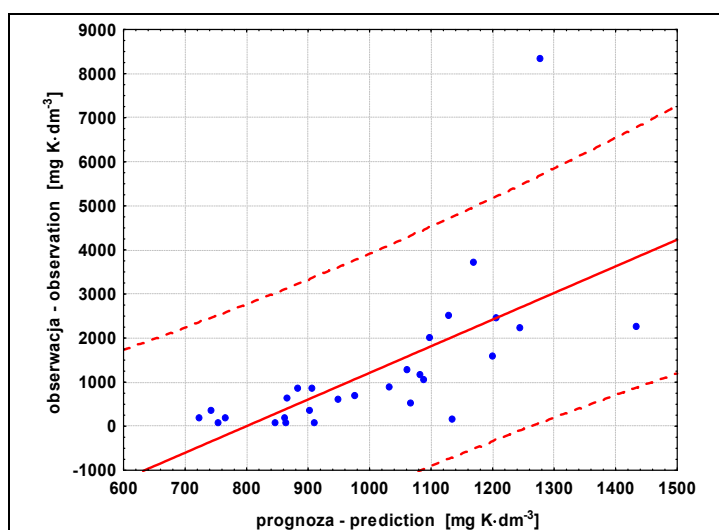
Na rysunkach 6.15–6.23 przedstawiono wykresy zależności pomiędzy obserwowanymi i prognozowanymi zawartościami potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem ogółem oraz w wodach z piezometru P3 i odciekach dla modeli SR7, SR8 i SR9. Stężenia potasu (obok sodu, chromu i żelaza) były wskaźnikami w najlepszym stopniu prognozowanymi przez wymienione modele. Tylko nieliczne punkty na wykresach przekraczały zakres predykcji. Rysunek 6.24 przedstawia porównanie obserwowanych i prognozowanych (przez modele SR7, SR8 i SR9) zawartości potasu w wodach podziemnych z piezometru P5. Wykorzystanie do modelowania zbioru danych uzupełnionych o wyniki badań odcieków składowiskowych pozwoliło na nieco lepsze dopasowanie prognoz do obserwacji.

W przedstawionych modelach wybrane zestawy zmiennych niezależnych opisywały maksymalnie od 35,2 do 49,9% zmienności badanych cech. Testy parametryczne i nieparametryczne potwierdziły istotny związek wartości obserwowanych i prognozowanych dla 9 zmiennych zależnych modelu SR7, 11 zmiennych zależnych modelu SR8 i 13 zmiennych zależnych modelu SR9. Najlepiej prognozowane w wodach odpływających za składowiskiem i odciekach (przez wszystkie modele) były zawartości: Mg, Ca, PO₄, K, Na, Fe, Cr, Zn, Cu. Najlepsze dopasowanie wykazały dane przedstawiające właściwości wód z piezometru P5 i P9, nieco gorsze dla piezometru P8, najłabsze dla piezometru P3 i odcieków.



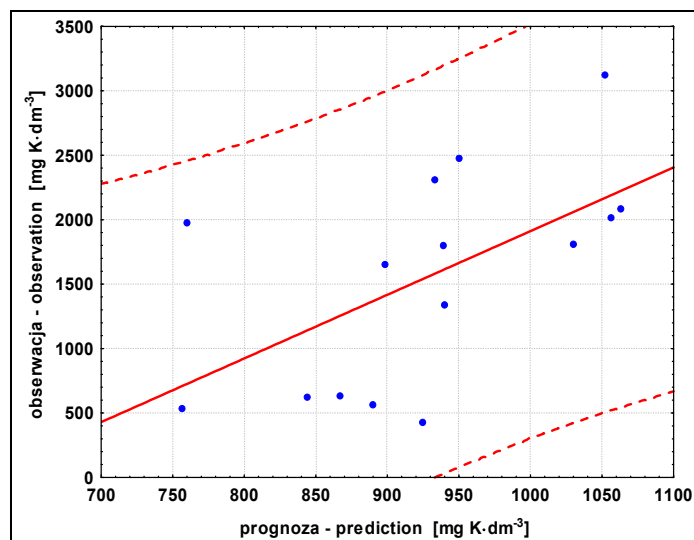
Rys. 6.15. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR7)

Fig. 6.15. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR7)



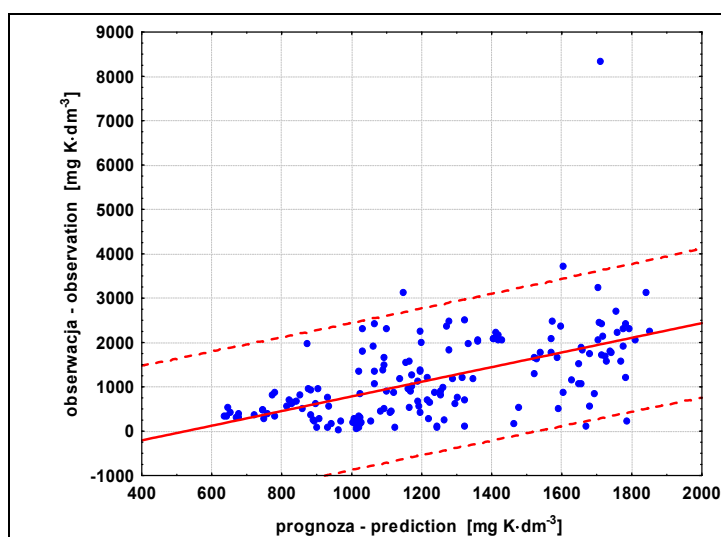
Rys. 6.16. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR7)

Fig. 6.16. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR7)



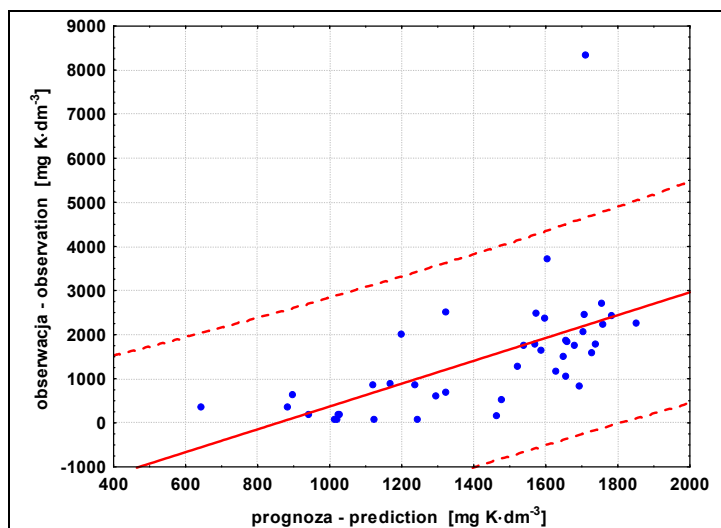
Rys. 6.17. Zawartość potasu w odciekach składowiskowych – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR7)

Fig. 6.17. Potassium content in the seepage water at the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR7)



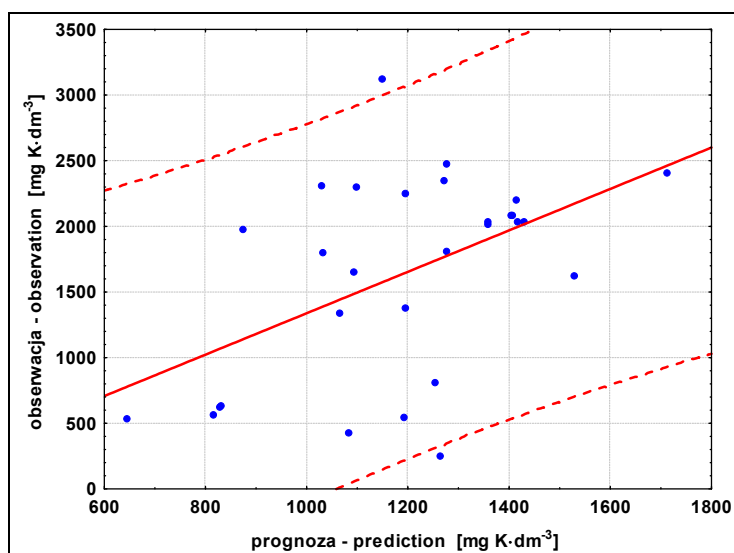
Rys. 6.18. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR8)

Fig. 6.18. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR8)



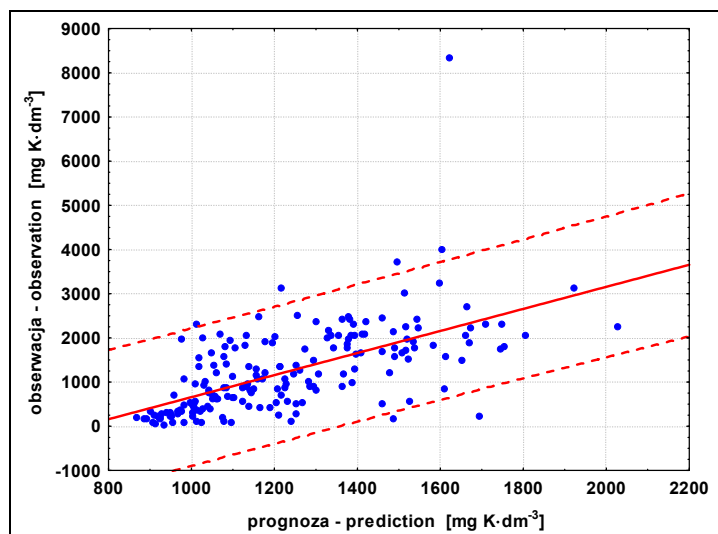
Rys. 6.19. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR8)

Fig. 6.19. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR8)



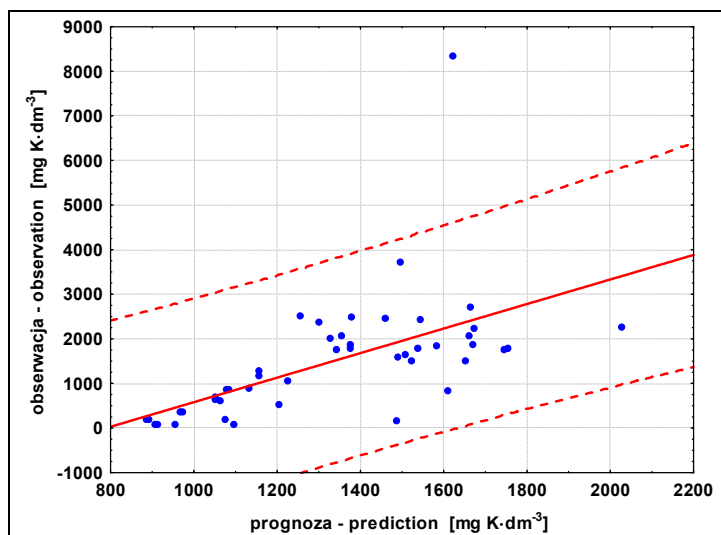
Rys. 6.20. Zawartość potasu w odciekach składowiskowych – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR8)

Fig. 6.20. Potassium content in the seepage water at the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR8)



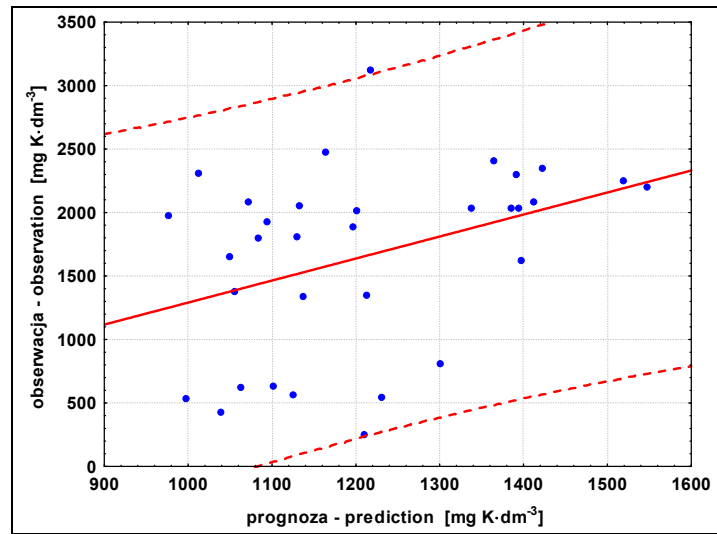
Rys. 6.21. Zawartość potasu w wodach podziemnych odpływających za składowiskiem – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR9)

Fig. 6.21. Potassium content in the groundwater flowing from the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR9)



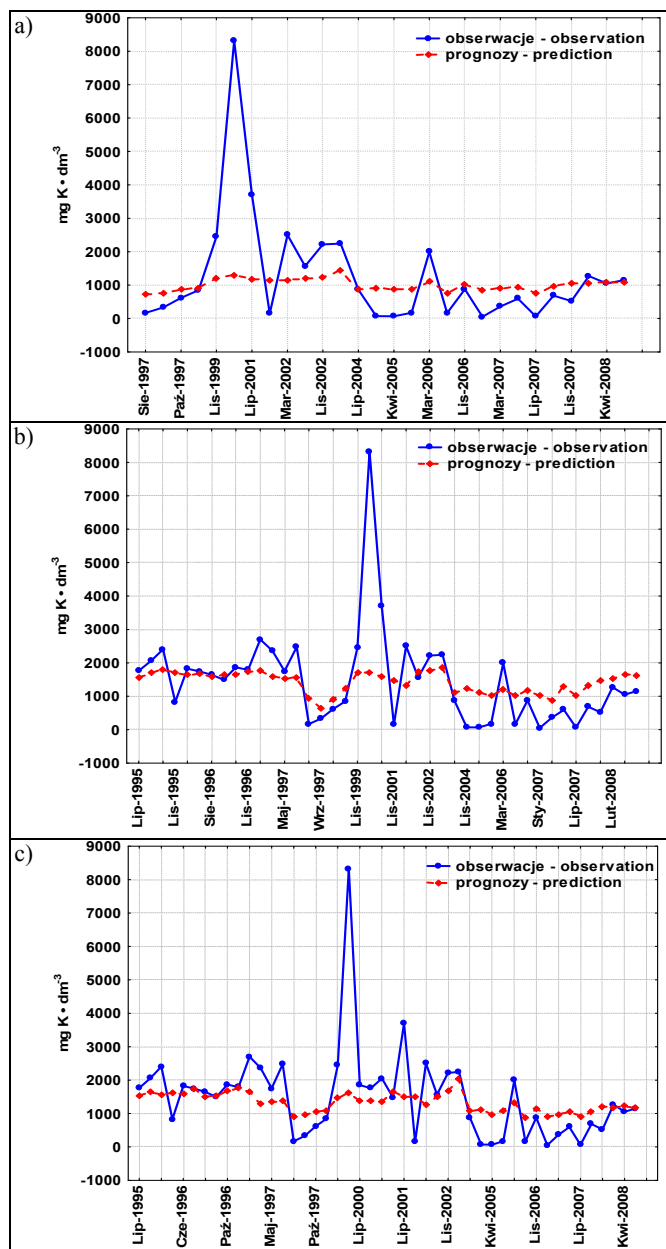
Rys. 6.22. Zawartość potasu w wodach podziemnych z piezometru P5 – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR9)

Fig. 6.22. Potassium content in the groundwater (estimate from piezometer P5) – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR9)



Rys. 6.23. Zawartość potasu w odciekach składowiskowych – zależność pomiędzy wartościami prognozowanymi a obserwowanymi, zakres prognozy (model SR9)

Fig. 6.23. Potassium content in the seepage water at the dump – the interdependency between predicted and observed values, the scope of prognosis (model SR9)



Rys. 6.24. Obserwowane i prognozowane zawartości potasu w wodach podziemnych z piezometru P5: a) – model SR7, b) – model SR8, c) – model SR9
 Fig. 6.24. Real and predicted content of potassium in the groundwater – estimate from piezometer P5: a) – model SR7, b) – model SR8, c) – model SR9

Wnioski

Przeprowadzone badania i analiza uzyskanych wyników pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wody podziemne dopływające do składowiska Maślice charakteryzowały się zróżnicowanym składem. Dotyczyło to szczególnie wartości odczynu, $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ oraz stężeń chlorków, siarczanów, żelaza i manganu. Wody o składzie zbliżonym do naturalnego pobierano z punktów P6 i P12, natomiast wody z piezometru P1 charakteryzowały się kwaśnym odczynem, wysokimi wartościami $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ (średnio $345,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz podwyższonymi stężeniami siarczanów (średnio $931 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$), żelaza i manganu, spowodowanymi przebiegającymi w podłożu procesami biochemicznego utleniania siarczków metali.

2. Przepływ wód podziemnych przez podłoże składowiska powodował wzrost wartości wszystkich analizowanych wskaźników zanieczyszczeń. Szczególnie wysoki poziom stwierdzano w przypadku $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ (średnio do $4639 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie P5) oraz zawartości chlorków (średnio do $5127,1 \text{ mg Cl} \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie P5) i azotu amonowego (przeciętnie do $713,9 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ w punkcie P5). Wzrastały także zawartości wapnia, magnezu, sodu, potasu, manganu, żelaza i innych metali ciężkich, różniąc się szczególnie od odpowiadających im stężeń w punktach P6 i P12. Poziom zanieczyszczeń w odpływie za składowiskiem wykazywał mniejszą zmienność w porównaniu do dopływu. Po zamknięciu składowiska zauważono obniżanie się wartości niektórych wskaźników, spowodowane głównie przeprowadzonymi zabiegami rekultywacji technicznej.

3. Skład badanych odcieków zmieniał się wraz z wiekiem składowiska (następowała alkalizacja odczynu, zmniejszanie ilości wymywanych metali ciężkich). Jednak duże nagromadzenie świeżych odpadów w ostatnich latach eksploatacji spowodowało zwiększenie wymywania łatwo rozpuszczalnych składników (sodu i potasu), co może być zapowiedzią pojawienia się w późniejszym czasie innych, trudniej rozpuszczalnych zanieczyszczeń.

4. Ocena zgodności rozkładów badanych właściwości chemicznych odcieków składowiskowych i wód podziemnych z terenów otaczających składowisko odpadów komunalnych z rozkładem normalnym wykazała, że najczęściej (w 96,5 w dopływie, 85,5 w odpływie i 89,5% dla odcieków) taka zgodność nie występuje. Wymaga to stosowania procedur statystycznych, dla których zgodność badanych serii wyników z rozkładem normalnym nie jest wymagana, lub ostrożnego podchodzenia do rezultatów analiz przeprowadzanych za pomocą metod parametrycznych.

5. Porównanie składu chemicznego wód dopływających (punkty P6, P1, P12) oraz odpływających za składowiskiem (punkty P3, P8, P5, P9) wykazało głównie istotne różnice w przypadku wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ oraz stężeń chlorków, azotu amonowego, fosforanów, wapnia, magnezu, potasu, sodu, żelaza i chromu.

6. Przeprowadzone analizy zależności pomiędzy położeniem i właściwościami wód podziemnych oraz właściwościami odcieków wykazały, że związek pomiędzy głębokością zwierciadła wody a jej składem występuje przede wszystkim w przypadku wód dopływających do składowiska. Na skład wód odpływających wpływały już inne czynniki, stąd zależność ta została osłabiona. Część wskaźników zanieczyszczenia odcieków była ujemnie skorelowana z odczynem – następująca z czasem alkalizacja odcieków wiązała się z obniżaniem wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ i stężeń wapnia, azotu amonowego, manganu, żelaza, cynku, miedzi i ołowiu.

7. Wykorzystanie ogólnych modeli regresji do prognozowania wartości wybranych wskaźników zanieczyszczenia na podstawie charakterystycznych właściwości wód podziemnych pozwoliło na wybór parametrów w największym stopniu związanych z jakością wody. Najprzystatniejsze do określania składu wód dopływających do składowiska (nieobjętych jego oddziaływaniem) były: chemiczne zapotrzebowanie na tlen, zawartość chlorków i siarczanów, odczyn oraz położenie zwierciadła wody (wysokość nad poziomem morza). Modele regresji pozwalały na prognozowanie stężeń wapnia, manganu, żelaza, niklu, cynku i miedzi, jednak wyniki nie wykazały zbyt dobrego dopasowania do składu wód w poszczególnych studniach piezometrycznych. Do określania składu wód odpływających za składowiskiem najprzystatniejsze okazały się: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, zawartość chlorków, siarczanów, azotu amonowego, odczyn oraz położenie zwierciadła wody. Najlepiej dopasowane prognozy uzyskano dla zawartości fosforanów, potasu, sodu, żelaza, niklu, chromu, cynku i miedzi. Modele zawierające zmienne niezależne wybrane metodą regresji krokowej wyjaśniały większy zakres zmienności, natomiast uwzględnienie zmiennych niezależnych o większej ilości ważnych przypadków umożliwiało prognozowanie stężeń większej liczby wskaźników zanieczyszczenia.

8. Modelowanie zmian właściwości wód podziemnych w otoczeniu składowiska odpadów komunalnych za pomocą sztucznych sieci neuronowych pozwalało na zwiększenie liczby prognozowanych parametrów. Największy zakres zmienności poszczególnych zmiennych zależnych wyjaśniały sieci oparte na pełnym zestawie predyktorów ($\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne zwierciadła wód podziemnych, SO₄), natomiast zastosowanie zestawów uzyskanych w trakcie regresji krokowej oraz zawierających największą ilość ważnych przypadków umożliwiało prognozowanie wartości większej liczby wskaźników zanieczyszczenia. Zastosowane sieci neuronowe pozwalały na prognozowanie zawartości magnezu, wapnia, sodu, manganu, żelaza, cynku i miedzi w całym dopływie do składowiska, nie wykazując jednak zbyt dobrego dopasowania dla poszczególnych punktów badawczych. Modele sieci neuronowych lepiej spisywały się w przypadku wód odpływających za składowiskiem. Prognozy wykazały najlepsze dopasowanie w przypadku stężeń magnezu, wapnia, potasu, sodu, żelaza, chromu, cynku, miedzi i ołowiu.

9. Do opisu zależności pomiędzy wybranymi wskaźnikami zanieczyszczenia wód podziemnych na terenie otaczającym składowisko odpadów komunalnych można wykorzystać zarówno tradycyjne ogólne modele regresji, jak i sztuczne sieci neuronowe.

Ogólne modele regresji mogą wyjaśniać większy zakres zmienności analizowanych wskaźników zanieczyszczenia, odrzucając te zmienne niezależne, które mają z nimi najslabszy związek. Metoda sztucznych sieci neuronowych nie pozwala na eliminację zmiennych w trakcie tworzenia modelu, wykorzystuje jednak dostępne informacje do prognozowania wartości większej ilości wskaźników (jest elastyczniejsza) oraz umożliwia uzupełnianie brakujących danych. Najlepsze efekty modelowania (za pomocą obu metod) uzyskano dla tych wskaźników zanieczyszczenia, które wykazywały wyraźne zróżnicowanie w zależności od położenia punktu obserwacyjnego w stosunku do składowiska i kierunku przepływu wód podziemnych.

10. Wskaźnikami zanieczyszczenia najlepiej opisującymi właściwości wód podziemnych narażonych na oddziaływanie składowiska odpadów komunalnych były: chemiczne zapotrzebowanie na tlen, odczyn, zawartość chlorków i azotu amonowego, położenie zwierciadła wody. Dzięki nim najskuteczniej można było określać poziom zawartości: potasu, sodu, żelaza, chromu, cynku i miedzi. Z tego względu zalecane byłoby dodanie do zakresu obowiązującego w ramach monitoringu składowisk następujących parametrów: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, K, Na, Fe.

11. Przeprowadzone badania i symulacje wykazały, że w otoczeniu składowiska odpadów komunalnych Maślice we Wrocławiu można mówić jedynie o poprawie jakości wód podziemnych do niego dopływających. W ciągu ośmiu lat od zamknięcia obiektu nie nastąpiły wyraźne zmiany, ujawniające osłabienie wpływu składowiska, a stwierdzone wahania składu wód odpływających mogą świadczyć o możliwości pojawienia się kolejnej fali zanieczyszczeń, wypłukiwanych z odpadów zgromadzonych na składowisku w ostatniej fazie eksploatacji.

Piśmiennictwo

- Aitkin M., Foxall R., 2003. Statistical modeling of artificial neural networks using the multi-layer perceptron. *Statistics and Computing*, No. 13, 227–239.
- Aivalioti M.V., Karatzas G.P., 2006. Modeling the flow and leachate transport in the vadose and saturated zones of a municipal landfill. *Environmental Modeling and Assessment*, No 1, vol. 11, 81–87.
- Baker A., 2005. Fluorescence tracing of diffuse landfill leachate contamination in rivers. *Water, Air and Soil Pollution*, No. 1, vol. 163, 229–244.
- Barabasz W., Frączek K., Grzyb J., Marcinowska K., Bis H., Chmiel M., Barabasz J., Kosińska B., Fertig P., Kultys H., Flak K., Kornaś G., 2002. Wpływ wielkości składowiska odpadów i czasu jego eksploatacji na zanieczyszczenie mikroorganizmami powietrza atmosferycznego. *Materiały VIII Konferencji Naukowo-Technicznej „Gospodarka odpadami komunalnymi”*, Koszalin-Kołobrzeg, 19–37.
- Barabasz W., Marcinowska K., Bis H., Chmiel J., Frączek K., Grzyb J., Pawlak K., Flak K., Kornaś G., Kultys H., Król T., 1999. Wpływ wysypiska odpadów komunalnych w Baryczku/Krakowa na mikrobiologiczne zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego. *Materiały VI Konferencji Naukowo-Technicznej „Gospodarka odpadami komunalnymi”*, Koszalin-Kołobrzeg, 201–217.
- Barczyk G. 2006. Wody podziemne w środowisku przyrodniczym, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa, 17–38.
- Bendz D., Singh V.P., Åkesson M., 1997. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *J. Hydrol.*, No. 203, 1–10.
- Bilitewski B., Härdtle G., Marek K., 2006. *Podręcznik gospodarki odpadami – teoria i praktyka*. Wyd. Seidel-Przywecki Sp. z o. o., Warszawa.
- Biłyk A., 2000. Występowanie dioksyn i furanów w środowisku. *Ochrona Środowiska*, nr 2, 9–13.
- Bloor M.C., Banks C.J., 2006. Acute and sub-lethal toxicity of landfill leachate towards two aquatic macro-invertebrates: demonstrating the remediation potential of aerobic digestion. *Hydrobiologia*, No. 1, vol. 556, 387–397.
- Błaszczak M.K., 2007. *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*. PWN, Warszawa.
- Borisov E.S., 2008. Using artificial neural networks for classification of black-and-white images. *Cybernetics and System Analysis*, No. 2, vol. 44, 304–307.
- Chelmicki W., 2002. *Woda. Zasoby, degradacja, ochrona*. PWN, Warszawa.
- Dąbrowski A., Gnot S., Michalski A., Srzednicka J., 1993. *Statystyka. 15 godzin z pakietem Statgraphics*. Wyd. AR Wroc., Wrocław.
- Dobrzyński D., 2006. Naturalne czynniki i procesy kształtujące skład chemiczny wód podziemnych, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa, 170–191.
- Ettler V., Mihaljevič M., Matura M., Skalová M., Šebek O., Bezdička P., 2008. Temporal variation of trace elements in waters polluted by municipal solid waste landfill leachate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, No. 3, vol. 80, 274–279.

- Ettler V., Matura M., Mihaljevič M., Bezdička P., 2006a. Metal speciation and attenuation in stream waters and sediments contaminated by landfill leachate. *Environ. Geol.*, No. 4, vol. 49, 610–619.
- Ettler V., Zelena O., Mihaljevič M., Šebek O., Strnad L., Coufal P., Bezdička P., 2006b. Removal of trace elements from landfill leachate by calcite precipitation. *Journal of Geochemical Exploration*, No. 3, vol. 88, 28–31.
- Fangyue L., Wichmann K., Heine W., 2008. Treatment of the methanogenic landfill leachate with open channel reverse osmosis membrane modules. *Waste Management*, No. 29, 960–964.
- Fic M., Ślesicki M., 2001. Wykorzystanie metod modelowania matematycznego do oceny oddziaływania wylewiska ścieków komunalnych na wody podziemne. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 475, 415–427.
- Garbulewski K., 1998. Zasady doboru gruntów na uszczelnienia mineralne składowisk odpadów. *Wiad. Mel. i Łąk.*, nr 2, 88–94.
- Graczyk T.K., Kacprzak M., Neczaj E., Tamang L., Graczyk H., Lucy F.E., Girouard A.S., 2007. Human-virulent microsporidian spores in solid waste landfill leachate and sewage sludge, and effects of sanitization treatments on their inactivation. *Parasitol. Res.*, No. 3, vol. 101, 569–575.
- Gruszczyński S., Urbański K., 2005. Zastosowanie algorytmów interpolacji i sztucznych sieci neuronowych do wyznaczania charakterystyki zawartości chromu w glebach. *Inżynieria Środowiska*, nr 1(10), 15–44.
- Gupta S.K., Singh G., 2007. Assessment of the efficiency and economic viability of various methods of treatment of sanitary landfill leachate. *Environ. Monit. Assess.*, No. 1–3, vol. 135, 107–117.
- Gworek B., Klimczak K., 2000. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w podstawowych elementach środowiska. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.*, nr 20, 5–23.
- Heim S., Schwarzbauer J., Littke R., 2004. Monitoring of waste deposit derived groundwater contamination with organic tracers. *Environ. Chem. Lett.*, No 1, vol. 2, 21–25.
- Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J., 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. *Arkady*, Warszawa.
- Hogland W., Marques M., Nimmermark S., 2004. Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, No. 2, vol. 6, 119–124.
- Hršak J., Šišović A., Škrbec A., Šega K., 2001. Seasonal differences in the levels of suspended particulate matter and heavy metals in the vicinity of a waste dump. *Atmospheric Environment*, No. 35, 3543–3546.
- Humer M., Lechner P., 2001. Budowa systemu utleniania metanu na składowiskach odpadów. *Gaz, Woda i Techn. Sanit.*, nr 12, 1–4.
- Jach. E., Skrzypski J., 2004. Ocena lokalizacji stacji pomiarowych EMEP na terenie Niemiec z wykorzystaniem sztucznych sieci neuronowych, [w:] *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, Koniecznyński J., R. Zarzycki (red.). IPIS PAN, Zabrze, 163–171.
- Janowska B., Szymański K., 1999. Wpływ składu morfologicznego odpadów na jakość odcieku wysypiskowego. *Materiały VI Konferencji Naukowo-Technicznej „Gospodarka odpadami komunalnymi”*, Koszalin-Kołobrzeg, 153-166.
- Jarmoluk A., 2005. Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych w predykcji fizycznych parametrów barwy i tekstury modelowych kielbas. *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, Rozprawy 516.
- Jędrzak A., 2007. *Biologiczne przetwarzanie odpadów*. PWN, Warszawa.
- Kamura K., Hara Y., Inanc B., Yamada M., Inuo Y., Ono Y., 2005. Effectiveness of resistivity monitoring for interpreting temporal changes in landfill properties. *J. Mater. Cycles Waste Manag.*, No. 2, vol. 7, 66–70.

- Karthikeyan O.P., Swati M., Nagendran R., Joseph K., 2007. Performance of bioreactor landfill with waste mined from a dumpsite. *Environ. Monit. Assess.*, No. 1–3, vol. 135, 141–151.
- Kaźmierczuk M., Kalisz L., 2001. Ocena warunków aerosanitarnych na terenie wysypisk odpadów komunalnych. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.*, nr 21/22, 25–34.
- Kempa E.S., 1983. *Gospodarka odpadami miejskimi*. Arkady, Warszawa.
- Khattabi H., Aleya L., Mania J., 2006. Spatio-temporal distribution and characterisation of phytoplankton populations coupled with abiotic and biotic changes in landfill leachate treatment basins (Etuffont, Belfort, France). *Water, Air and Soil Pollution*, No. 1, vol. 174, 107–125.
- Kiryłuk A., Łukowski A., 2001. Ocena przydatności gatunków traw i osadów ściekowych do biologicznego umacniania skarp wysypiska odpadów komunalnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 475, 301–308.
- Klimek A., 2006. Modelowanie jako narzędzie służące do oceny zmian środowiska w otoczeniu składowisk odpadów. *Czasopismo Techniczne – Środowisko*, z. 2-Ś (103), 169–177.
- Koc-Jurczyk J., Jurczyk Ł., 2007a. Efficiency of removal of heavy metals from municipal landfill leachate. *J. Elementol.*, vol. 12, No 4, 327–334.
- Koc-Jurczyk J., Jurczyk Ł., 2007b. Influence of filling in an SBR reactor on the treatment of leachate from municipal landfills. *J. Elementol.*, vol. 12, No 4, 317–325.
- Koda E., 2001. Monitoring lokalny wód w rejonie starych wysypisk odpadów komunalnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 476, 415–423.
- Konceptja monitoringu środowiska naturalnego wokół składowisk odpadów komunalnych miasta Wrocławia. Tom I – cz. ogólna. ARCADIS EKOKONREM sp. z o.o., Wrocław 1998.
- Kowal A.L., Świdzka-Bróz M., 2007. *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia*. PWN, Warszawa.
- Kowalski J., 1998. *Hydrogeologia z podstawami geologii*. Wyd. AR Wroc., Wrocław.
- Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010. Uchwała Rady Ministrów Nr 233 z dnia 29 grudnia 2006 r. w sprawie "Krajowego planu gospodarki odpadami 2010". M. P. 2006 Nr 90 poz. 946.
- Krogulec E., 2004. Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia w dolinie rzecznej na podstawie przesłanek hydrodynamicznych. Wyd. Uniw. Warsz., Warszawa.
- Krogulec E., 2006. *Przepływ wód podziemnych*, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa, 97–122.
- Kucharzewski A., Nowak L., 2000. Wpływ powodzi w 1997 roku na zawartość mikroelementów w wierzchniej warstwie gleb województwa wrocławskiego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 471, cz. I, 367–372.
- Kulikowska D., Klimiuk E., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, No. 99, 5981–5985.
- Kumar D., Alappat B.J., 2005. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Techn. Environ. Policy*, No 3, vol. 7, 190–197.
- Lake C.B., Rowe R.K., 2005. The 14-year performance of a compacted clay liner used a part of a composite liner system for a leachate lagoon. *Geot. Geol. Eng.*, No. 6, vol. 23, 657–678.
- Larose D.T., 2008. *Metody i modele eksploracji danych*. PWN, Warszawa.
- Lee J.-Y., Cheon J.-Y., Kwon H.-P., Yoon H.-S., Lee S.-S., Kim J.-H., Park J.-K., Kim C.-G., 2006. Attenuation of landfill leachate at two uncontrolled landfills. *Environ. Geol.*, No. 4, vol. 51, 581–593.
- Licznar P., 2007. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych do predykcji stanów i natężeń przepływów w rzece. *Gosp. Wod.*, nr 2, 66–71.
- Liu Y., Li X., Wang B., Liu S., 2008. Performance of landfill leachate treatment system with disc-tube reverse osmosis units. *Front. Environ. Sci. Engin. China*, No. 2, vol. 1, 24–31.

- Lu C., 1996. A model of leaching behaviour from MSW incinerator residue landfills. *Waste Management & Research*, No. 1, vol. 14, 51–70.
- Lomotowski J., 1995: Podstawy teoretyczne procesu wymywania związków żelaza z gruntu. *Ochrona Środowiska*, nr 4, 9–12.
- Łozowicka-Stupnicka T., Talarczyk M., 2005. Zastosowanie sieci neuronowych w ocenie i prognozowaniu jakości powietrza. *Inżynieria Środowiska*, nr 1, 121–134.
- Łuniewski S., Bezpieczne składowanie odpadów. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Macioszczyk A., 2006. Monitoring wód podziemnych, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa, 486–502.
- Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002. *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. PWN, Warszawa.
- Macioszczyk A., Mikołajków J., 2006. Zagrożenia zasobów wód podziemnych. Rodzaje zanieczyszczeń, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa.
- Małecki J.J., 2006. Transport zanieczyszczeń w wodach podziemnych, [w:] *Podstawy hydrogeologii stosowanej*, Macioszczyk A. (red.). PWN, Warszawa, 441–463.
- Manczarski P., 2003. Projektowanie i budowa nowoczesnego regionalnego składowiska odpadów. *Przegląd Komunalny*, nr 12, 35–40.
- Marciniak A., Korbicz J., Kuś J., 2000. Wstępne przetwarzanie danych, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). *Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna*. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 29–72.
- Marcinkowski T., Bartoszewski K., Cebula J., Małysa H., Marcinkowska A., Olszewski A., Słomka W., Żabiński M., 1996. *Koncepcja Master Planu zagospodarowania i utylizacji odpadów dla miasta Wrocławia*. Raport serii SPR 13/96, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej (maszynopis), Wrocław.
- Maślanka K., Pielichowski J., 2006. *Geosyntezyki w inżynierii i ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne TEZA, Kraków.
- Meller E., Niedźwiecki E., Wojcieszczuk T., 2001. Koncentracja makroelementów w pierwiastków śladowych w odciekach pochodzących z trzech kwater wysypiska odpadów komunalnych w Sierakowie. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 477, 405–410.
- Micone P.G., Guy C., 2007. Odour quantification by a sensor array: an application to landfill gas odours from two different municipal waste treatment works. *Sensors and Actuators B*, No. 120, 628–637.
- Migaszewski Z.M., Gałuszka A., 2007. *Podstawy geochemii środowiska*. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Mikrut Z., Tadeusiewicz R., 2000. Sieci neuronowe w przetwarzaniu i rozpoznawaniu obrazów, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). *Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna*. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 459–493.
- Mor S., Ravindra K., Dahiya R.P., Chandra A., 2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ. Model. Assess.*, No. 1–3, vol. 118, 435–456.
- Mroczek-Lep I., Garbulewski K., 2002. Wykorzystanie technik GIS do wyboru lokalizacji składowisk odpadów. *Gosp. Wod.*, nr 11, 471–476.
- Namieśnik J., Łukasiak J., Jamróiewicz Z., 1995. *Pobieranie próbek środowiskowych do analizy*. PWN, Warszawa.
- Naumczyk J., Dmochowska A., Prokurat I., 2006. Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych za pomocą wysokoefektywnych metod utleniania i elektrotleniania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 3, 33–37.

- Niedźwiecki E., Meller E., Malinowski R., Sammel A., 2007. Zanieczyszczenie środowiska glebowego metalami ciężkimi przez niekontrolowane wysypiska odpadów. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.*, nr 31, 126–130.
- Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 1 lutego 2007 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy o odpadach. *Dz. U.* 2007 Nr 39 poz. 251.
- Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 23 stycznia 2008 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu ustawy – Prawo ochrony środowiska. *Dz. U.* 2008 Nr 25 poz. 150.
- Ocena stanu środowiska na obszarach objętych powodzią w 1997 roku – województwo wrocławskie., 1998. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wrocław.
- Ochrona Środowiska 2008. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Olofsson B., Jernberg H., Rosenqvist A., 2006. Tracing leachates at waste sites using geophysical and geochemical modelling. *Environ. Geol.*, No. 5, vol. 49, 720–732.
- Öman C.B., Junestedt C., 2008. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, No. 28, 1876–1891.
- Osaki K., Kashiwada S., Tatarazako N., Ono Y., 2006. Toxicity testing of leachate from waste landfills using medaka (*Oryzias latipes*) for monitoring environmental safety. *Environ. Monit. Assess.*, No. 1, vol. 117, 73–84.
- Ostasiewicz S., Rusnak Z., Siedlecka U., 2006: *Statystyka. Elementy teorii i zadania*. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław.
- Ozkaya B., Demir A., Bilgili S.M., 2006. Mathematical simulation and long-term monitoring of leachate components from two different landfill cells. *J. Hazard. Mat.*, No. 135, 32–39.
- Ozkaya B., Demir A., Bilgili S.M., 2007. Neural network prediction model for the methane fraction in biogas from field-scale landfill bioreactors. *Environ. Model. Software*, No. 22, 815–822.
- Pachuta K., Koda E., 2001. Stan środowiska i samoistne kształtowanie okrywy roślinnej na terenie wysypiska „Radiowo” koło Warszawy. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 478, 487–493.
- Papadopoulou M.P., Karatzas G.P., Bougioukou G.G., 2007. Numerical modelling of the environmental impact of landfill leachate leakage on groundwater quality – a field application. *Environ. Model. Assess.*, No. 1, vol. 12, 43–54.
- Pascual J.A., Ayuso M., Garcia C., Hernandez T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management & Research*, No. 1, vol. 15, 103–112.
- Plan Gospodarki Odpadami dla miasta Wrocławia. Załącznik do uchwały Rady Miejskiej Wrocławia Nr XXXIII/2301/05 z dnia 20 stycznia 2005 roku w sprawie przyjęcia Planu Gospodarki Odpadami dla miasta Wrocławia.
- Plan Gospodarki Odpadami Województwa Dolnośląskiego. Załącznik do uchwały Sejmiku Województwa Dolnośląskiego Nr XXIII/272/2004 z dnia 29 kwietnia 2004 r. w sprawie przyjęcia Wojewódzkiego Planu Gospodarki Odpadami Województwa Dolnośląskiego.
- Porębska G., Ostrowska A., 1999. Chemizm roślin z terenów składowania odpadów. *Ochr. Środ. Zas. Nat.*, nr 16, 81–98.
- Prechthai T., Parkpian P., Visvanathan C., 2008. Assessment of heavy metal contamination and its mobilization from municipal solid waste open dumping site. *J. Hazard. Mat.*, No. 156, 86–94.
- Pujari P.R., Deshpande V., 2005. Source apportionment of groundwater pollution around landfill site in Nagpur, India. *Environ. Monit. Assess.*, No. 1–3, vol. 111, 43–54.
- Pulikowski K., 2004. Zanieczyszczenia obszarowe w małych zlewniach rolniczych. *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, Rozprawy 479.

- Ramakrishnan D., Singh T.N., Purwar N., Barde K.S., Akshay. Gulati, Gupta S., 2008. Artificial neural network and liquefaction susceptibility assessment: a case study using the 2001 Bhuj earthquake data, Gujarat, India. *Comput. Geosci.*, No. 12, 491–501.
- Reinhard T., Rienhard A., 2005. The use of neural networks in studying the outflow from drainage pipelines. *J. Water and Land Devel.*, No. 9, 99–108.
- Reinhard T., Rienhard A., Nyc K., 2004. Zastosowanie sieci neuronowych do weryfikacji i uzupełniania wyników pomiarów na przykładzie badań z nawodnieniami kropłowymi. *Roczniki AR w Poznaniu, seria Melioracje i Inżynieria Środowiska* nr 25, 517–524.
- Reinhard D.R., 1996. Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies. *Waste Management & Research*, No. 4, vol. 14, 347–365.
- Reinhard D.R., Al.-Yousfi A.B., 1996. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management & Research*, No. 4, vol. 14, 337–346.
- Rejman W., 1999. Zanieczyszczenie środowiska gruntowo-wodnego w Polsce przez wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne. *Gosp. Wod.*, nr 5, 182–184.
- Rintala J.A., Järvinen K.T., 1996. Full-scale mesophilic anaerobic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: methane production characteristics. *Waste Management & Research*, No. 2, vol. 14, 163–170.
- Rocznik statystyczny województw, 2008. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Rocznik statystyczny Wrocławia, 2006. Urząd Statystyczny we Wrocławiu, Wrocław.
- Rogula W., Żeliński J., 2004. Ocena istotności zmiennych w predykcji stężeń zanieczyszczeń powietrza za pomocą sztucznych sieci neuronowych, [w:] *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, Konieczny J., Zarzycki R. (red.). IPIS PAN, Zabrze, 301–310.
- Rosik-Dulewska Cz., Karwaczyńska U., 2001. Wpływ eksploatacji wysypiska na zmiany ilościowe i jakościowe metali ciężkich w profilach glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 476, 259–268.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych. *Dz. U.* 2008 Nr 143 poz. 896.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów. *Dz. U.* 2003 Nr 61 poz. 549.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002 r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów. *Dz. U.* 2002 Nr 220 poz. 1858.
- Rup K., 2006. *Procesy przenoszenia zanieczyszczeń w środowisku naturalnym*. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Shuklin D.E., 2001. The structure of a semantic neural network realizing morphological and syntactic analysis of a text. *Cybernetics and System Analysis*, No. 5, 770–776.
- Sidełko R., Siebińska I., 1999. Zastosowanie statystycznej analizy wieloskładnikowej do prognozowania zawartości PCBs w odciekach wysypiskowych. *Materiały VI Konferencji Naukowo-Technicznej „Gospodarka odpadami komunalnymi”*, Koszalin-Kołobrzeg, 189–199.
- Sienkiewicz R., 1999. Dynamika reologicznego osiadania złoża wysypiska. *Ochr. Środ. i Zas. Nat.*, nr 16, 71–79.
- Singh R.M., Datta B., 2007. Artificial neural network modeling for identification of unknown pollution sources in groundwater with partially missing concentration data. *Water Resour. Manage.*, No. 3, vol. 21, 557–572.
- Siuta T., 2002. Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych do krótkoterminowej prognozy przepływów wezbraniowych w rzekach. *Czasopismo Techniczne – Środowisko*, z. 2-Ś (99), 103–119.

- Sivula L.J., Väisänen A.O., Rintala J.A., 2007. Treatment of leachate from MSWI bottom ash landfilling with anaerobic sulphate-reducing process. *Water Research*, No. 41, 835–841.
- Siwoń Z., Łomotowski J., Cieżak W., Licznar P., Cieżak J., 2008. Analizy i prognozowanie rozbiórów wody w sieciach wodociągowych. PAN, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Warszawa.
- Skalmowski K., Wolska K., 2006. Właściwości technologiczne odpadów komunalnych. *Warszawy. Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 5, 23–27.
- Sormunen K., Ettala M., Rintala J., 2008. Internal leachate quality in a municipal solid waste landfill: Vertical, horizontal and temporal variation and impacts of leachate recirculation. *J. Hazard. Mat.*, No. 160, 601–607.
- Srivastava S.K., Ramanathan A.L., 2008. Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods. *Environ. Geol.*, No. 7, vol. 53, 1509–1528.
- Statom R.A., Thyne G.D., McCray J.E., 2004. Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environ. Geol.*, No. 7, vol. 45, 982–991.
- Stępiak S., 1999. Nowoczesne oczyszczanie odcieków z naziemnych składowisk odpadów komunalnych. *Gosp. Wod.*, nr 1, 34–36.
- Stępiak S., 2000. Mechaniczne zagęszczanie i plantowanie składowisk odpadów komunalnych kompaktorami. *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, nr 5, 199–202.
- Szpadt R., 2006. Usuwanie i oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. *Przeegląd Komunalny*, nr 12, 60–66.
- Szpadt R., Szczepaniak W., 1992. Badania i ocena wpływu na środowisko wysypiska odpadów komunalnych przy ulicy Koziej, z uwzględnieniem stanu aktualnego i jego modernizacji. WAMECO s.c., Wrocław.
- Szyc J., 2003. Ocieki ze składowisk odpadów komunalnych. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Szymańska-Pulikowska A., 2000. Zawartość metali ciężkich w środowisku glebowo-roślinnym wokół wysypiska odpadów komunalnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 471 (cz. II), 1175–1179.
- Szymańska-Pulikowska A., 2001. Wpływ wysypiska odpadów komunalnych Maślice na środowisko. *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, nr 413, 31–47.
- Szymańska-Pulikowska A., 2004a. Możliwości ograniczania wpływu składowanych odpadów komunalnych na środowisko wodne. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie*, nr 412, seria Inżynieria Środowiska, z. 25, 49–55.
- Szymańska-Pulikowska A., 2004b. Wpływ składowiska odpadów komunalnych Maślice na jakość wód rzeki Odry. *Przeegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska*, 30, 309–315.
- Szymański K., 1987. Migracja odcieków z wysypisk odpadów komunalnych w gruncie. Wyższa Szkoła Inżynierska w Koszalinie, Koszalin.
- Szyszkowski P., 1998. Wpływ wysypiska odpadów komunalnych w Swojcu na zanieczyszczenie wód podziemnych na terenie przyległym. *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, nr 349, 209–231.
- Świąć A., Biłski J., 2000. Metoda wstecznej propagacji błędów i jej modyfikacje, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). *Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna*. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 73–110.
- Świdarska-Bróz M., 1993. Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

- Tadeusiewicz R., 2000a. Wstęp do sieci neuronowych, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 3–28.
- Tadeusiewicz R., 2000b. Wybrane obszary biomedycznych zastosowań sieci neuronowych, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 495–519.
- Tadeusiewicz R., Lula P., 2000. Neuronowe metody analizy szeregów czasowych i możliwości ich zastosowań w zagadnieniach biomedycznych, [w:] Duch W., Korbicz J., Rutkowski L., Tadeusiewicz R. (red.). Biocybernetyka i inżynieria biomedyczna. Tom 6: Sieci neuronowe. Akademicka Oficyna Wydawnicza EXIT, Warszawa, 521–568.
- Tałała J.A., 2001. Jakość wód gruntowych w studniach kopanych w pobliżu składowisk odpadów komunalnych. Zesz. Probl. Post. Nauk. Rol., z. 475, 497–504.
- Thornton S.F., Tellam J.H., Lerner D.N., 2005. Experimental and modelling approaches for the assessment of chemical impacts of leachate migration from landfills: A case study of a site on the Triassic sandstone aquifer in the UK East Midlands. *Geotechnical and Geological Engineering*, No. 6, vol. 23, 811–829.
- Tiwary R.K., Dhakate R., Anada Rao V., Singh V.S., 2005. Assessment and prediction of contaminant migration in ground water from chromite waste dump. *Environ. Geol.*, No. 4–5, vol. 48, 420–429.
- Traczewska T.M., Karpińska-Smulikowska J., 2000. Wpływ składowiska odpadów komunalnych na jakość mikrobiologiczną powietrza. *Ochrona Środowiska*, nr 2, 35–38.
- Tsanis I.K., 2006. Modeling leachate contamination and reclamation of groundwater at a landfill site. *Water Resources Management*, No. 1, vol. 20, 109–132.
- Twaróg B., 2006. Zastosowanie sieci neuronowych w modelowaniu korzystania ze środowiska. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 11, 63–67.
- Uchwała Nr XLI/252/92 Rady Miejskiej Wrocławia z dnia 11 kwietnia 1992 roku w sprawie nabycia gruntów przeznaczonych pod budowę wysypiska odpadów komunalnych. *Biuletyn Urzędowy Rady Miejskiej Wrocławia* z 24 kwietnia 1992 r., Nr 7, poz. 46.
- Uchwała Nr XLII/266/92 Rady Miejskiej Wrocławia z dnia 29 kwietnia 1992 roku w sprawie nabycia gruntów na rozbudowę wysypiska odpadów komunalnych w osiedlu Maślice. *Biuletyn Urzędowy Rady Miejskiej Wrocławia* z 8 maja 1992 r., Nr 8, poz. 61.
- Uddameri V., 2007. Using statistical and artificial neural network models to forecast potentiometric levels at a deep well in South Texas. *Environ. Geol.*, No. 6, vol. 51, 885–895.
- Vadillo I., Andreo B., Carrasco F., 2005. Groundwater contamination by landfill leachates in a karstic aquifer. *Water, Air and Soil Pollution*, No. 1–4, vol. 162, 143–169.
- van Loon G.W., Duffy S.J., 2007. *Chemia środowiska*. PWN, Warszawa.
- Vavilin V., Jonsson S., Ejlertsson J., Svensson B.H., 2006. Modelling MSW decomposition under landfill conditions considering hydrolytic and methanogenic inhibition. *Biodegradation*, No. 5, vol. 17, 389–402.
- Venkatraman K., Ashwath N., 2007. Phytocapping: an alternative technique to reduce leachate and methane generation from municipal landfills. *Environmentalist*, No. 1, vol. 27, 155–164.
- Walewski R., 1989. *Metody statystyczne w badaniach łąkarskich i melioracyjnych*. PWRiL, Warszawa.
- Wang Y.-S., Odle W.S., Eleazer W.E., Barlaz M.A., 1997. Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. *Waste Management & Research*, No. 2, vol. 15, 149–167.
- Westlake K., 1995. Landfill. *Issues in Environmental Science and Technology*, nr 3, 43–67.

- Wiater J., Kiryluk A., 2001. Reakcja niektórych gatunków traw na zasolenie okrywy ziemistej wysypiska odpadów komunalnych użyźnionej osadami ściekowymi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 475, 357–362.
- Williams P.T., 2002. Emissions from solid waste management activities. *Issues in Environmental Science and Technology*, nr 18, 141–170.
- Wood P., 2001. Remediation methods for contamination sites. *Issues in Environmental Science and Technology*, nr 16, 115–139.
- www.wroclaw.pl/m3548/p6488.aspx (5.02.2009)
- www.wroclaw.pl/m3548/p6573.aspx (5.02.2009)
- Žgajnar Gotvajn A., Tišler T., Zagorc-Končan J., 2009. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. *J. Hazard. Mat.*, No. 162, 1446–1456.
- Zieleniewska-Jastrzębska A., Krzystek L., Ledakowicz S., 2004. Wpływ napowietrzania na redukcję potencjału metanogenego składowisk odpadów komunalnych, [w:] *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, Koniecznyński J., Zarzycki R. (red.). IPIS PAN, Zabrze, 383–392.
- Zuquette L.V., Palma J.B., Pejón O.J., 2005. Environmental assessment of an uncontrolled sanitary landfill, Pocos de Caldas, Brazil. *Bull. Eng. Geol. Environ.*, No. 3, vol. 64, 257–271.
- Żakowicz S., Pachuta K., Koda E., 2001. Koncepcja zagospodarowania terenu zdegradowanego antropogenicznie na przykładzie wysypiska „Radiowo”. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 475, 371–379.

Jakość wód podziemnych w obszarze potencjalnego oddziaływania składowisk odpadów komunalnych

S t r e s z c z e n i e

W pracy przedstawiono wyniki badań odcieków składowiskowych oraz wód podziemnych z terenów składowiska odpadów komunalnych we Wrocławiu.

Właściwości wód dopływających do składowiska były zróżnicowane. Próby pobierane w punktach P6 i P12 wykazywały naturalne właściwości, natomiast procesy biochemicznego utleniania siarczków metali przebiegające w otoczeniu punktu P1 wpływały na obniżenie odczynu, wzrost wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ (średnio $345,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) oraz podwyższenie stężeń siarczanów (średnio $931 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$), żelaza i manganu.

Przepływ wód podziemnych przez podłoże składowiska powodował ich silne zanieczyszczenie. Wzrastały wartości wszystkich analizowanych wskaźników zanieczyszczenia, wykazując jednocześnie mniejszą zmienność w porównaniu do dopływu. Po zamknięciu składowiska zauważono obniżanie się wartości niektórych wskaźników, spowodowane głównie przeprowadzonymi zabiegami rekultywacji technicznej.

Właściwości badanych odcieków składowiskowych zależały głównie od wieku składowiska (następowała alkalizacja odczynu, zmniejszanie ilości wymywanych metali ciężkich). Jednak duże nagromadzenie świeżych odpadów w ostatnich latach eksploatacji spowodowało zwiększenie wymywania łatwo rozpuszczalnych składników (sodu i potasu), co może być zapowiedzią pojawienia się w późniejszym czasie innych, trudniej rozpuszczalnych zanieczyszczeń.

Ocena zgodności badanych właściwości chemicznych wód podziemnych i odcieków składowiskowych z rozkładem normalnym wykazała, że najczęściej (w 96,5 w dopływie, 85,5 w odpływie i 89,5% dla odcieków) taka zgodność nie występuje. Oznacza to stosowanie procedur statystycznych nie wymagających zgodności badanych serii wyników z rozkładem normalnym lub ostrożnego podchodzenia do rezultatów analiz przeprowadzanych za pomocą metod parametrycznych.

Przeprowadzone analizy zależności pomiędzy położeniem i właściwościami wód podziemnych i odcieków wykazały, że związek pomiędzy głębokością zwierciadła wody a jej składem występuje przede wszystkim w przypadku wód dopływających do składowiska. Na skład wód odpływających wpływały już inne czynniki, stąd zależność ta została osłabiona. Część wskaźników zanieczyszczenia odcieków była ujemnie skorelowana z odczynem – następująca z czasem alkalizacja odcieków wiązała się z obniżaniem wartości $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$ i stężeń wapnia, azotu amonowego, manganu, żelaza, cynku, miedzi i ołowiu.

Przedstawione w pracy ogólne modele regresji wykazały skuteczność wykorzystania zmiennych niezależnych ze zbioru: $\text{ChZT}_{(\text{Cr})}$, Cl, N-NH₄, pH, rzędne, SO₄ (w różnych konfiguracjach) do prognozowania poziomu większości analizowanych zmiennych zależnych (głównie Ca, Mn, Fe, Ni, Zn i Cu w dopływie i PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn, Cu w odpływie). zwiększanie ilości obserwacji pozwalało na prognozowanie wartości większej ilości wskaźników zanieczyszczeń.

Sztuczne sieci neuronowe modelowały zagadnienia regresyjne zarówno na podstawie pełnego zbioru zmiennych niezależnych, jak i zestawów wybranych do modeli regresji. Pełny zestaw predyktorów pozwalał na wyjaśnienie większego zakresu zmienności niektórych zmiennych zależnych, zestawy wybrane do modeli regresji opisywały wartości większej ilości zmiennych objaśnianych. Najlepsze prognozy uzyskiwano dzięki zastosowaniu zespołów sztucznych sieci neuronowych, wśród których przeważały perceptrony wielowarstwowe.

Słowa kluczowe: odpady komunalne, składowanie, wody podziemne, odcieki składowiskowe, wskaźniki zanieczyszczenia, prognozowanie, sztuczne sieci neuronowe

The quality of the groundwater of the area of the potential influence of municipal waste dumps

S u m m a r y

This report presents the result of research into seepage water and groundwater from the sites of the waste dumps in Wrocław.

The properties of inflow water at the dump were varied. The samples collected in locations P6 and P12 reveal natural properties of water, whereas the processes of biochemical oxidation of metal sulphides which take place around location P1 resulted in a decrease of the rate of chemical reaction, an increase of the $ChZT_{(Cr)}$ value, and an increase of the concentration of sulphates, iron and manganese.

The flow of groundwater through the dump site resulted in its heavy contamination. The values of all analysed indicators of pollution rose, showing, at the same time, lower variability in comparison with the inflow water.

After the dump site had been closed, the values of some indicators were observed to drop, which was mainly caused by the technical recultivation carried out in the area.

The properties of investigated seepage water depended mainly on the age of the waste dump (the alkalization process and a decline in the amount of leached heavy metals occurred over time). Nevertheless, the large concentration of recent waste in the last years of utilization led to an increased leaching of easily soluble elements (sodium and potassium), which can indicate the future emergence of contamination cases related to other, not so easily soluble, elements.

The evaluation of the uniformity of the analysed chemical properties of groundwater and dump seepage with natural decomposition showed that most often (96.5 in cases of inflow water, 85.5 in cases of outflow water, and 89.5% for seepage water) such uniformity does not exist. It is necessary to use statistical procedures which do not demand the uniformity of the obtained series of results with natural decomposition, or to carefully approach the result of analyses conducted by means of parametric methods.

The analysis of relationships between the locations and properties of groundwater and seepage indicated that the interdependency between the depth of the water reservoir and the water content occurs mainly in water flowing into the waste dump. The content of outflow water is influenced by other factors, therefore such interdependency is weakened. Some indicators of pollution were negatively correlated with the rate of reaction – the alkalization of seepage water was connected with the declining $ChZT_{(Cr)}$ value and with the decreasing concentration of calcium, ammonia nitrogen, manganese, iron, copper, zinc and lead.

The models of regression presented in the report show the effectiveness of using independent variables from the set: $ChZT_{(Cr)}$, Cl, N-NH₄, pH, ordinates and SO₄ (in various configurations) to predict the level of most analysed dependent variables (mainly Ca, Mn, Fe, Ni, Zn and Cu in inflow water and PO₄, K, Na, Fe, Ni, Cr, Zn, and Cu in outflow water). Increased levels of observation allowed predicting a larger number of pollution indicators.

Artificial neural networks simulated regression issues both on the basis of a full set of independent variables and of sets selected for particular regression models. A full set of indicators allowed the explanation of a wider range of variability of some dependent variables; sets selected for particular regression models described the values of a larger amount of dependent variables. The most accurate predictions were obtained owing to the implementation of artificial neural networks among which multi-layered perceptrons prevailed.

Key words: municipal waste, waste dumping, groundwater, dump site seepage, indicators of pollution, prognosis, artificial neural networks