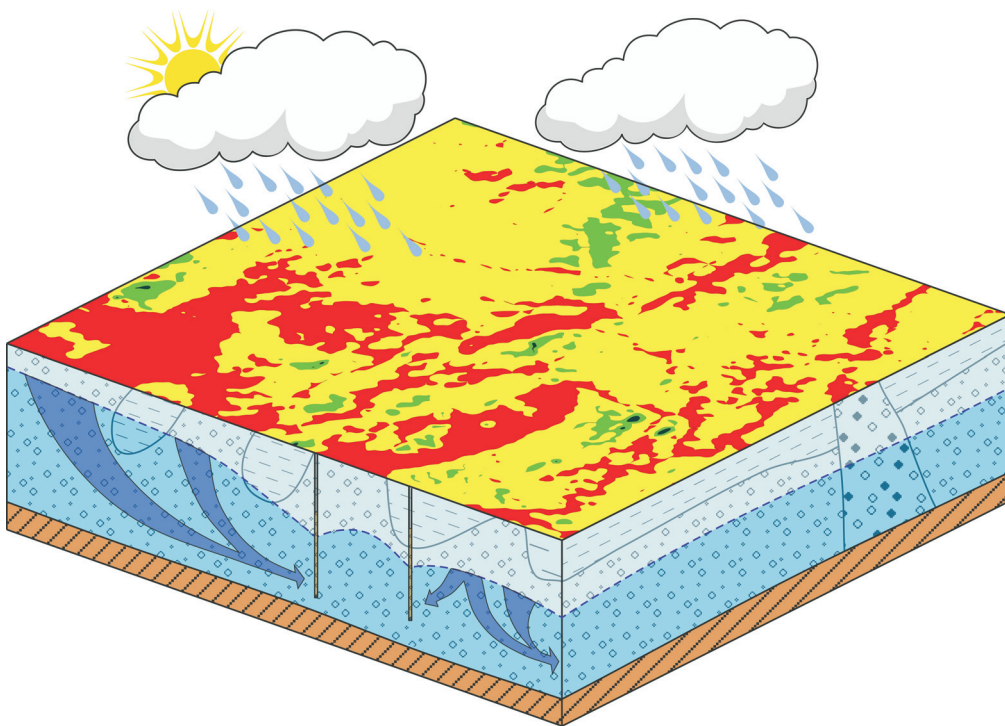


Mapa wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie 1:500 000

Metodyka i objaśnienia tekstowe

Robert Duda ■ Stanisław Witczak ■ Anna Żurek



Kraków 2011



MINISTERSTWO
ŚRODOWISKA



Mapa wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie 1:500 000

Metodyka i objaśnienia tekstowe

Robert Duda

Stanisław Witczak

Anna Żurek

Kraków 2011



Copyright by Ministerstwo Środowiska

Praca wykonana na zamówienie Ministra Środowiska



Sfinansowano ze środków wypłaconych przez
Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej

Recenzenci: ***dr hab. Ewa Krogulec, prof. UW***
dr hab. Andrzej Witkowski
dr Piotr Herbich

Autorzy koncepcji *Mapy*: ***Stanisław Witczak, Robert Duda, Anna Żurek***

Autorzy i wykonawcy *Mapy*
z bazą danych
opracowywanych obszarów:



Józef Górski, Krzysztof Dragon,
Dariusz Kasztelan, Hanna Zydor

Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
(obszary RZGW Szczecin i RZGW Poznań)



Jarosław Kudłacik, Wojciech Pawlicki,
Daniel Wojciechowicz, Grażyna Wacińska, Tomasz Zielski

Arcadis Ekokonrem, Wrocław
(obszary RZGW Gdańsk i RZGW Warszawa)



Stanisław Staško, Sebastian Buczyński,
Tomasz Olichwer, Robert Tarka

Uniwersytet Wrocławski
(obszary RZGW Wrocław i RZGW Gliwice)



Stanisław Witczak, Robert Duda,
Joanna Karlikowska, Anna Żurek

AGH Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie
(obszar RZGW Kraków)

Opracowanie komputerowe ***Danuta Kubacka,***
Mapy i projekt GIS: ***Joanna Karlikowska***

Wydawca: Akademia Górniczo-Hutnicza
im. Stanisława Staszica w Krakowie
Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska
Kraków, 2011

ISBN 13 978-83-88927-24-9

Spis treści

1. Wstęp /5
2. Pojęcie podatności (wrażliwości) wód podziemnych na zanieczyszczenie. Przyjęta definicja podatności i główne założenia metodyczne /9
3. Przegląd metod oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie /15
4. Uzasadnienie wyboru metodyki opracowania Mapy wrażliwości (podatności) /23
5. Charakterystyka treści mapy /29
 - 5.1. *Treść planszy 1: Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenia z powierzchni terenu* /29
 - 5.2. *Treść planszy 2: Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP)* /39
6. Metodyka realizacji treści Mapy /45
 - 6.1. *Sposób realizacji planszy 1: Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenia z powierzchni terenu* /45
 - 6.1.1. *Główna warstwa informacyjna planszy 1 — klasy podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie* /45
 - 6.1.2. *Pomocnicze warstwy informacyjne do oceny klas podatności płytkich wód podziemnych* /48
 - 6.2. *Sposób realizacji planszy 2: Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP)* /63
 - 6.3. *Relacyjna baza danych do Mapy wrażliwości (podatności) wód podziemnych na zanieczyszczenie* /63
7. Charakterystyka podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w Polsce /67
 - 7.1. *Wprowadzenie* /67
 - 7.2. *Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenie* /70
 - 7.3. *Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych* /83
8. Zasady czynnej ochrony wód podziemnych podatnych na zanieczyszczenie /87

9. Przykłady wykorzystania Mapy i relacyjnej bazy danych do tworzenia map scenariuszowych, określających zagrożenie ze strony typowych zanieczyszczeń /91
 - 9.1. *Wprowadzenie* /91
 - 9.2. *Założenia do scenariusza zagrożenia wód podziemnych na zanieczyszczenie azotanami* /91
 - 9.3. *Komentarz do zasięgu stref wrażliwych na wymycie azotanów* /101
- Spis literatury i wykorzystanych materiałów dokumentacyjnych /105
- Spis rysunków /117
- Spis tabel /121
- Załącznik 1 /123

Groundwater Vulnerability to Pollution in Poland — Summary

1. Introduction /125
2. Definition of Groundwater Vulnerability /125
3. Methodological Assumptions /126
4. General Characteristics of the Groundwater Vulnerability Map of Poland /127
5. Vulnerability of Shallow Groundwater Interacting with Surface Waters —Sheet 1 /128
6. Vulnerability of the Major Groundwater Basins —Sheet 2 /133
7. Example of GVM as a tool for approximate evaluation of nitrate vulnerable zones verification /134
8. Conclusions /135
9. Selected References /136

1. Wstęp

Celem opracowania *Mapy wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie 1:500 000* i niniejszego tekstu, zawierającego objaśnienia tekstowe oraz omówienie metodyki opracowania *Mapy*, jest przygotowanie podstaw merytorycznych ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem. Podstawy te są konieczne dla realizacji niektórych zapisów ustawy Prawo ochrony środowiska i Prawo wodne, a także spełnienia wymogów Dyrektywy 2000/60/EC Parlamentu Europejskiego i Rady Wspólnoty Europejskiej z 23 października 2000, ustalającej ramy działań Wspólnoty w zakresie polityki wodnej, zwanej Ramową Dyrektywą Wodną (RDW, 2000) oraz Dyrektywy 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 12 grudnia 2006, w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu (DWP, 2006).

Zapewnienie właściwej ochrony wód podziemnych wymaga oceny ich podatności na zanieczyszczenia antropogeniczne pochodzące z powierzchni terenu. Wymóg oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie stawiano dotychczas przy ustalaniu obszarów ochronnych Głównych Zbiorników Wód Podziemnych — GZWP (Kleczkowski i in., 1990a, b, 1991; Herbich i in., 2009; Witczak i in., 2010). Jest ona elementem różnotematycznych map hydrogeologicznych (Rózkowski i in., 1997), a szczególnie arkuszowej Mapy hydrogeologicznej Polski (MhP) — główny użytkowy poziom wodonośny (GUPW), wykonywanej w skali szczegółowej 1:50 000 (Paczyński i in., 1999), a także realizowanej aktualnie MhP — pierwszy poziom wodonośny — wrażliwość i jakość (PPW–WJ), również w skali 1:50 000 (Herbich i in., 2008).

Opracowując koncepcję *Mapy wrażliwości wód podziemnych* w skali 1:500 000 oprócz doświadczeń polskich (m.in. Duda i in., 1999; Witczak, Żurek, 1994; Żurek i in., 1999; Kleczkowski, 2001; Suchożebrski, 2001; Krogulec, 2004; Kudłacik i in., 2005; Rózkowski i in., 2005), oparto się również na opublikowanych i dążących do ujednoczenia koncepcjach zagranicznych (Aller i in., 1987; Bedessem i in., 2005; Daly i in., 2002; Doerflinger i in., 1999; Robins i in., 1994; Focazio i in., 2001; Foster, 1987; Foster i in., 2002; Gogu, Dassargues, 2000a, b; Hannapel, Voight, 1999; Holting i in., 1995; Vrba, Zaporozec, 1994; Zwahlen, 2000).

Wypracowanie metodyki oceny podatności miało charakter naukowo–badawczy, a zespół z Akademii Górniczo–Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie opracowujący założenia metodyczne, był w stałym kontakcie z ekspertami z Uniwersytetu Wrocławskiego, Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Poznaniu i Państwowego Instytutu Geologicznego — Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie. Prace realizowane na zamówienie Ministra Środowiska rozpoczęto w 2003 roku. Związane były najpierw z przyjęciem koncepcji *Mapy* i przygotowaniem odpowiedniej metodyki jej wykonania, a następnie opracowaniem dwóch różnotematycznych plansz *Mapy*, w wersji niepubli-

kowej (Kudłacik i in., 2005). Plansze opracowały cztery zespoły, po podzieleniu obszaru Polski na cztery regiony badawcze.

W niniejszym opracowaniu zawarto syntetyczny opis częściowo zmodyfikowanej metody opracowania obu plansz *Mapy*, uwagi dotyczące sposobu ich wykonania, a także omówiono podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego oraz GZWP w obszarze Polski. Przedstawiono również zaktualizowane przykłady możliwości wykorzystania *Mapy* i baz danych do tworzenia map scenariuszowych oceniających zagrożenie środowiska wodnego ze strony typowych zanieczyszczeń.

Analizując treść *Mapy wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie* wykonanej w przeglądowej skali 1:500 000, trzeba mieć na względzie, że widoczna na wydrukowanej mapie linia o grubości 1 mm, oznacza w rzeczywistym terenie pas o szerokości 500 m. W związku z tym, że *Mapa* jest opracowana w skali przeglądowej posiada głównie znaczenie poglądowe i strategiczne w skali kraju. *Mapa* jest przeznaczona szczególnie dla instytucji administracji państwowej i samorządowej, na poziomie krajowym i wojewódzkim, zajmujących się planowaniem przestrzennym, gospodarką wodną i ochroną środowiska.

Mapa wykonana jednolicie dla całego kraju umożliwia symulacje presji na stan chemiczny wód podziemnych i prognozy sozologiczne w skali przeglądowej obejmującej duże jednostki przestrzenne. W tym świetle, szczególnie adresatami *Mapy* są Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej (KZGW) i Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW). *Mapa* służyć może m.in. do rozwiązywania strategicznych problemów związanych z wpływem antropopresji na stan chemiczny wód podziemnych, sporządzenia krajowego programu zapobiegania zanieczyszczeniu wód podziemnych, przygotowania wykazu zbiorników wód podziemnych wrażliwych na zanieczyszczenie, a także planów zarządzania wodami w dorzeczach, regionach wodnych i ich fragmentach. *Mapa* może być podstawą dalszych prac kartograficznych oraz badań regionalnych w podobnym zakresie tematycznym.

W działaniach lokalnych dotyczących powiatowych i wojewódzkich programów zapobiegania zanieczyszczeniu wód, *Mapa* powinna stanowić pierwszy etap rozpoznania zagrożeń środowiska wodnego i ekosystemów lądowych zależnych od wód podziemnych. Kolejny etap działań wymaga opracowań i map szczegółowych, czyli w skali nie mniejszej niż 1:50 000. Do analiz szczegółowych niezbędne jest wykorzystanie stale uzupełnianych i aktualizowanych warstw informacyjnych bazy danych GIS *Mapy* hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000 (MhP). Należy przy tym zwrócić uwagę na różnicę w podejściu do przestrzennej ciągłości pierwszego poziomu wodonośnego, pomiędzy *Mapą wrażliwości w skali 1:500 000*, a MhP. Ponadto, wskazane na *Mapie* zasięgi niektórych lejów depresji wynikające z odwadniania odkrywkowych kopalń węgla brunatnego mogą być częściowo nieaktualne. Wynika to z dynamicznej w czasie

zmiany zasięgów niektórych lejów w wyniku zakończenia dotychczasowej eksploatacji lub rozpoczęcia eksploatacji nowych złóż.

Mapy wrażliwości są użyteczne do oceny jakościowej, w celu identyfikacji obszarów o względnie większej lub mniejszej wrażliwości na zanieczyszczenia przenikające z powierzchni (Healy, 2010). Należy jednak zachować ostrożność w ocenie ilościowej, nawet w przypadku uzyskania rozkładu przestrzennego wrażliwości poprzez zastosowanie zaawansowanego modelowania. Wydrukowane mapy tworzą złudzenie, że dane przestrzenne są dokładne i kompletne, podczas gdy są one często przybliżone i niepełne. Wynika to z niepewności danych przyjmowanych do obliczeń, jak i skali wykorzystanych map źródłowych. Z tego względu odpowiednie ostrzeżenia dotyczące zamiaru mechanicznego przenoszenia fragmentów *Mapy wrażliwości* do map w skalach szczegółowych, umieszczone są też w legendach obu plansz.

Zastosowanie GIS w celu uzyskania *Mapy wrażliwości wód podziemnych* w wersji elektronicznej umożliwia wizualne odsłanianie lub wyłączanie dowolnych warstw informacyjnych w wielowarstwowej elektronicznej wersji *Mapy*. Wersja ta (plik w formacie „pdf”) dołączona jest na płycie CD do wersji drukowanej. Możliwe jest także powiększanie i pomniejszanie dowolnego fragmentu *Mapy* na monitorze, przy czym widok opisany jako 100% oznacza przedstawienie fragmentu *Mapy* w skali 1:500 000.

2. Pojęcie podatności (wrażliwości) wód podziemnych na zanieczyszczenie. Przyjęta definicja podatności i główne założenia metodyczne

Podatność (*vulnerability*) wód podziemnych na zanieczyszczenie jest naturalną właściwością systemu wodonośnego, określającą ryzyko migracji substancji szkodliwych z powierzchni terenu do poziomu wodonośnego. Wyróżnia się podatność właściwą, czyli naturalną (*intrinsic vulnerability*), warunkowaną wyłącznie budową geologiczną i warunkami hydrogeologicznymi, oraz podatność specyficzną (*specific vulnerability*) uwzględniającą oprócz podatności właściwej także rodzaj zanieczyszczenia, jego ładunek i charakter ogniska zanieczyszczeń (Vrba, Zaporozec, 1994). Tożsame znaczenie mają stosowane w polskim słowniku hydrogeologicznym pojęcia wrażliwości wód podziemnych i odporności na zanieczyszczenie (Dowgiałło i in., 2002). Podatność naturalna wód podziemnych związana jest z parametrami hydrogeologicznymi poziomu wodonośnego lub warstwy wodonośnej oraz warunkami zasilania. Warunki zasilania wynikają głównie z miąższości strefy aeracji lub głębokości do zwierciadła wód podziemnych oraz z charakteru litologicznego utworów pokrywowych, przez które zanieczyszczenia migrują pionowo z powierzchni terenu.

Na prezentowanej *Mapie wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie* przedstawiono ocenę podatności naturalnej, zwanej dalej podatnością. Na bazie proponowanej oceny podatności naturalnej możliwe jest, w zależności od założonych scenariuszy oddziaływania ze strony wybranych typów zanieczyszczeń czy sposobów zagospodarowania terenu, dokonywanie ocen podatności specyficznej, czyli tworzenia scenariuszy zagrożenia. W rozdziale 9 podano możliwości tworzenia takich scenariuszy w dalszych etapach wykorzystania *Mapy*. W pierwszej kolejności proponuje się wyznaczenie obszarów podatnych na zanieczyszczenie azotanami pochodzenia rolniczego, jako formy realizacji wytycznych tzw. Dyrektywy Azotanowej (1991).

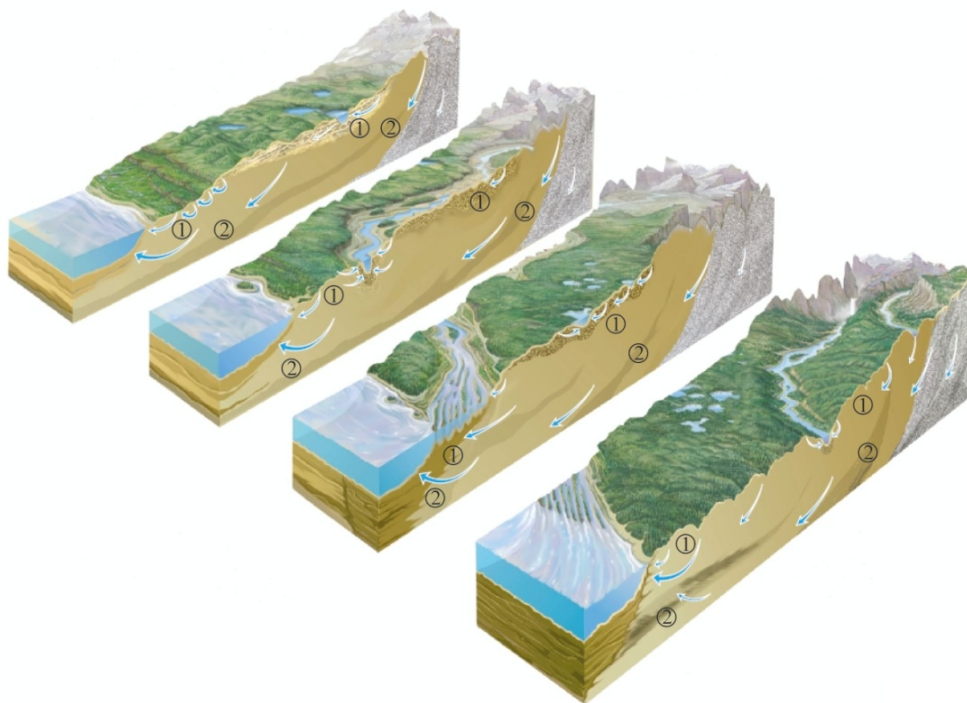
Przy wyborze metodyki opracowania *Mapy* zwrócono szczególną uwagę na elementy wzajemnego oddziaływania wód podziemnych i powierzchniowych w zlewni oraz niektóre cechy wód podziemnych dotychczas mało uwzględniane przy ocenie podatności.

Przyjęto następujące założenia:

- przepływ wód podziemnych ma charakter trójwymiarowy;
- wody podziemne stanowią największy zasób zretencjonowanej wody w Polsce;
- jakość wód powierzchniowych zależy od jakości wód podziemnych;
- wymiana wód podziemnych w strefie aktywnej wymiany trwa długo, średnio kilkadziesiąt lat.

Przepływ wód podziemnych ma charakter trójwymiarowy

System obiegu wód podziemnych jest złożony geometrycznie i nawet w obrębie jednej wodonośnej przestrzeni skalnej ma charakter trójwymiarowy (rys. 1), w konsekwencji jest znacznie trudniejszy do hierarchicznego uporządkowania niż przepływ wód powierzchniowych.



Rysunek 1. Złożony charakter przepływu wód podziemnych w trójwymiarowej przestrzeni skalnej (Winter i in., 1998, zmienione): 1 — lokalne systemy krążenia płytkich wód podziemnych drenowanych przez cieki i zbiorniki wód powierzchniowych; 2 — regionalny system przepływu wód podziemnych w głębszych strukturach wodonośnych

Typ obiegu wody w systemie wodonośnym zależy również od warunków klimatycznych, szczególnie od ilości opadów atmosferycznych, a także od materiału glebowego i gruntowego w zlewni, po której woda sływa powierzchniowo oraz materiału skalnego stanowiącego podłoże, do którego woda infiltruje i następnie przepływa podziemnie. System ten jest dodatkowo modyfikowany antropogenicznie przez eksploatację wód podziemnych i sposób użytkowania powierzchni terenu. Stąd koniecznym jest uwzględnienie piętrowości występowania wód podziemnych. W konsekwencji powstała koncepcja realizacji *Mapy podatności wód podziemnych* na dwóch oddzielnych planszach. Plansza pierwsza odnosi się do płytkich wód podziemnych pierwszego od powierzchni terenu poziomu wodonośnego, związanych z wodami powierzchniowymi

oraz ekosystemami lądowymi zależnymi od wód podziemnych, tj. położonymi w strefach o zwierciadle wody płytszym niż 2 metry pod powierzchnią terenu. Plansza druga odnosi się do Głównych Zbiorników Wód Podziemnych wydzielonych przez Kleczkowskiego i in. (1990a).

Wody podziemne stanowią największy zasób zretencjonowanej wody w Polsce

- wody podziemne stanowią gigantyczny zbiornik retencyjny, główny regulator cyklu hydrologicznego; objętość słodkich wód podziemnych w Polsce ocenia się na 1000 do 3000 km³ (Kleczkowski, 2001; Pazdro, Kozerski, 1990);
- objętość wód powierzchniowych w Polsce przeciętnie wynosi tylko 37 km³;
- pojemność zbiorników retencyjnych wód powierzchniowych wynosi około 4 km³.

W gospodarowaniu wodą schemat podkreślający rolę retencji w regulacji cyklu hydrologicznego powinien być uzupełniony o retencję wód podziemnych, z uwagi na ich kilkadziesiąt razy większą objętość, w stosunku do zbiorników wód powierzchniowych. Gospodarka największym zasobem zretencjonowanej wody, jakimi są wody podziemne, musi być prowadzona z większą troską niż gospodarka wielokrotnie mniejszymi zbiornikami retencyjnymi wód powierzchniowych. Szczególnie dotyczy to ochrony jakości wód podziemnych, ponieważ czasy przepływu tych wód są długie nawet w lokalnych systemach przepływu. Stąd wynika konieczność ochrony wód podziemnych, realizowanej w pierwszej kolejności przez ocenę ich podatności na zanieczyszczenie z powierzchni terenu.

Jakość wód powierzchniowych zależy od jakości wód podziemnych

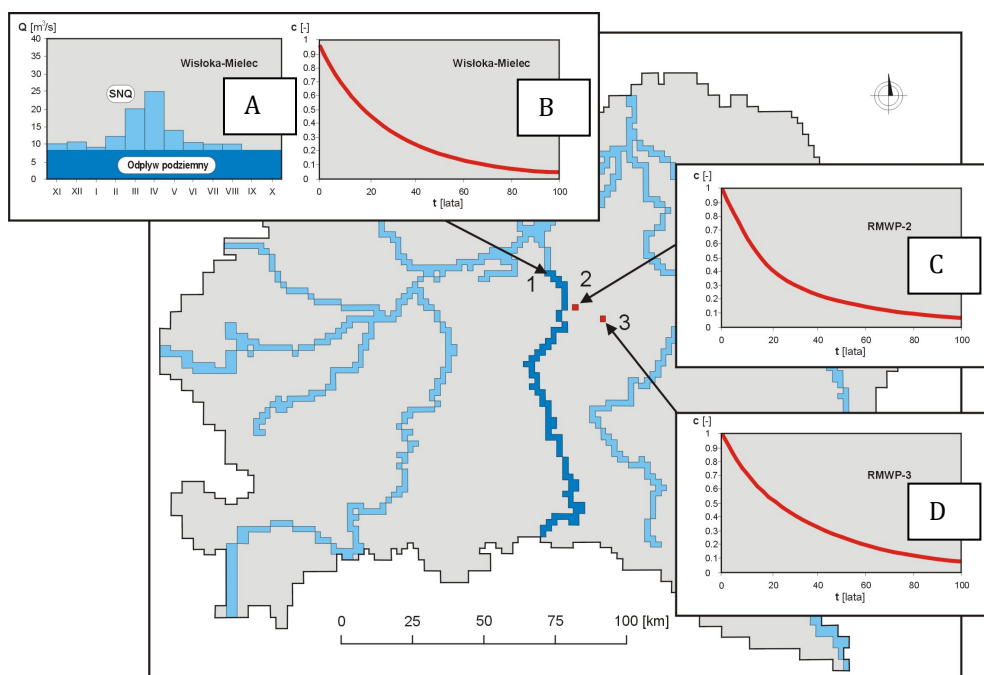
Polityka UE (RDW, 2000; DWP, 2006) wymusza nowe podejście do obszarów słabowodonośnych (Dillon, Simmers, 1998). Mapy podatności wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego są w krajach UE jedną z podstaw planów zagospodarowania przestrzennego oraz programów działań zapobiegających zanieczyszczeniu wód podziemnych i powierzchniowych, a także zapobiegających eutrofizacji wód powierzchniowych.

W okresach niskich stanów wód rzecznych, trwających większą część roku, odpływ wód podziemnych do rzek stanowi około 80–90% wód płynących rzekami (rys. 2A). W konsekwencji jakość dopływających wód podziemnych decyduje w tym czasie o jakości wód powierzchniowych i stopniu rozcieńczenia ścieków (Duda i in., 1996).

W zasilaniu wód powierzchniowych biorą udział oprócz wód podziemnych z poziomów uznanych za użytkowe, o dużej wodonośności, także wody podziemne dopływające z utworów o mniejszej wodonośności, nie uznanych za poziomy użytkowe. Konsekwencją pomijania systemów wodonośnych o małej, ale nie zerowej wodonośności, jest nie zaliczanie ich do bilansu przy ocenie infiltracji efektywnej i w odpływie pod-

ziemnym. Jednak rzeczywisty odpływ z takich płytkich systemów jest znaczący, ponieważ stanowić może do 30% odpływu podziemnego ze zlewni (Witczak i in., 1996, 2002; Winter i in., 1998).

Wskazanie na mapach hydrogeologicznych obszarów pozbawionych warstw wodonośnych, automatycznie sugeruje zgodnie z zasadą prawną „co nie jest zabronione to jest dozwolone”, na możliwość lokalizowania tam potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wód podziemnych i prowadzenie produkcji rolniczej bez ograniczeń wynikających z konieczności ochrony wód. Stąd, niechronione odpowiednio wody podziemne mogą w konsekwencji stać się wieloletnią przyczyną słabego stanu wód powierzchniowych oraz ich eutrofizacji, ponieważ czasy przepływu, a w konsekwencji oczyszczenia wód podziemnych są długotrwałe, nawet w lokalnych systemach przepływu (rys. 2C, 2D).



Rysunek 2. A — Średni wieloletni odpływ podziemny w zlewni rzeki Wisłoki na tle średnich niskich miesięcznych przepływów SNQ_m Wisłoki w wieloleciu, w wodowskazie Mielec (1); B, C, D — odpowiedź systemu hydrologicznego na zmniejszenie emisji antropogenicznych zanieczyszczeń wieloprzestrzennych rejestrowana w punktach regionalnego monitoringu wód podziemnych (RMWP 2 i 3) oraz w wodzie rzeki Wisłoki w wodowskazie Mielec (1)

Na podstawie powyższych uwarunkowań, przyjęto więc założenie opracowania planszy 1 *Mapy podatności*, która dotyczy będzie pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej, bez względu na jej zasobność w wodę. Płanża ta dotyczy wód podziemnych związanych bezpośrednio z wodami powierzchniowymi i ekosystemami lądowymi

o stanie ekologicznym zależnym od jakości wód podziemnych. Główne ekosystemy łądowe o statusie zależnym od wód podziemnych to mokradła, obszary bagienne i torfowiska (Oświecimska-Piasko i in., 2006), a także lasy położone w strefach o płytkim występowaniu zwierciadła wód podziemnych. Poszczególne typy ekosystemów łądowych związane są z obszarami, gdzie wody podziemne występują na określonych głębokościach. Przy realizacji *Mapy* przyjęto więc generalnie, że ekosystemy łądowe zależne od wód podziemnych to takie, które występują na obszarach, gdzie zwierciadło wody zalega nie głębiej niż 2 metry pod powierzchnią terenu.

Długi czas wymiany wód podziemnych (średnio kilkadziesiąt lat)

Przepływ wód podziemnych w ośrodkach porowatych, które dominują w Polsce jest powolny. Długotrwałość migracji zanieczyszczeń rozpuszczonych w wodach podziemnych powoduje, że reakcja wód powierzchniowych na zmianę jakości wód pochodzących z odpływu podziemnego jest również znacznie opóźniona (Duda i in., 1996). Dotyczy to m.in. przenoszenia zanieczyszczeń wielkoobszarowych, najczęściej pochodzących z rolnictwa i zanieczyszczeń przemysłowych przenoszonych drogą atmosferyczną.

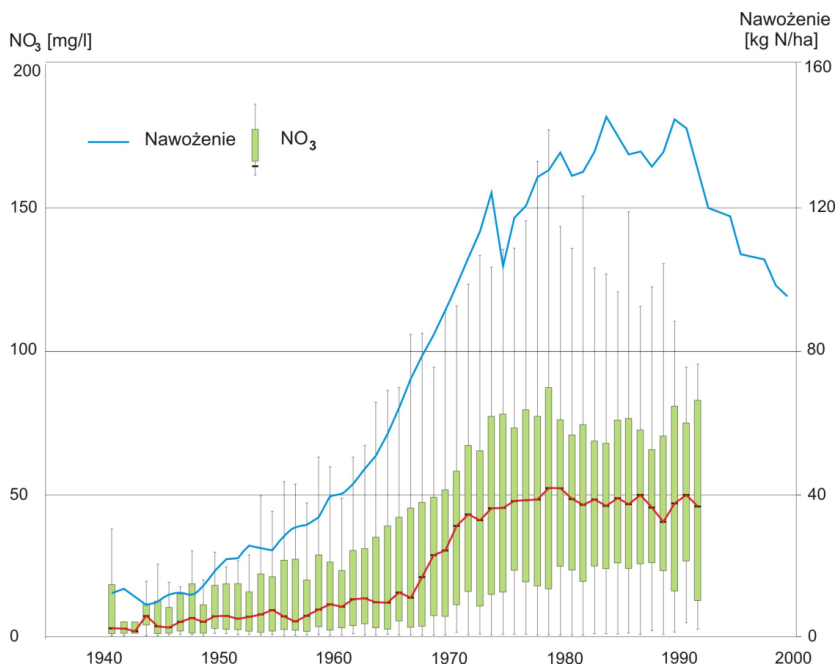
Symulacja na uproszczonym modelu zlewni Górnej Wisły wykazuje, że spadek stężenia zanieczyszczeń wynoszonych w odpływie podziemnym do rzek zmniejsza się o połowę dopiero po około 20 latach od zaprzestania emisji antropogenicznej (rys. 2B).

Należy zaznaczyć, że dotyczy to zanieczyszczeń konserwatywnych (trwałych) czyli migrujących najszybciej, zgodnie z rzeczywistą prędkością przepływu wód podziemnych, ponieważ nie ulegają one opóźnieniu związanemu z procesami sorpcji, ani nie zmniejszają swego stężenia w wodzie w wyniku biodegradacji, rozpadu czy wymiany jonowej (Dowgiałło i in., 2002). Zanieczyszczenia ulegające procesom sorpcji, w zależności od jej intensywności, będą migrowały wielokrotnie dłużej. Opisane procesy powodują, że czas oczyszczenia zdegradowanych wód podziemnych jest bardzo długi.

W tej sytuacji, ocena ilościowa ładunku azotanów pochodzenia rolniczego wynoszonych przez wody podziemne do rzek, na podstawie obecnie stosowanego poziomu nawożenia, może być obarczona znacznym błędem. O aktualnym ładunku azotanów wynoszonych przez wody podziemne decyduje bowiem poziom nawożenia w przeszłości, czyli w latach dziewięćdziesiątych. Taką niewłaściwą ocenę dla wielu obszarów w Polsce może dać aktualnie obowiązująca formalnie metoda wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Rozporządzenie, 2002a). Metoda ta właśnie oparta jest tylko o współczesne dane statystyczne dotyczące wielkości nawożenia azotem oraz stan płytkich wód gruntowych.

Jednak prawidłowym podejściem jest zastosowanie korelacji uwzględniającej opóźnienie, jakie wynika z wieku wód podziemnych. Dla przykładu, właściwą relację między poziomem użycia nawozów azotowych w Danii, a zawartościami azotanów (NO_3)

w wodach podziemnych, uzyskano dopiero po określeniu wieku wód podziemnych metodą CFC i przesunięciu skali czasowej tak, aby poziom nawożenia odpowiadał okresowi, kiedy badana woda wnikała do wód podziemnych (rys. 3).



Rysunek 3. Porównanie rocznej intensywności nawożenia [kg N/ha] z zawartością azotanów (NO_3) w wodach podziemnych w oparciu o wyniki duńskiego monitoringu wód (Stockmarr, 2001). Zestawienie uwzględnia opóźnienie, jakie wynika z wieku wód podziemnych. Datowanie wód metodą CFC pozwoliło odnieść zawartość azotanów w wodzie do nawożenia, które miało miejsce w czasie, kiedy dana porcja wody przenikała przez profil glebowy, infiltrując do wód podziemnych. Brak analiz wody z lat 1992–2000 wynika z braku wód o wieku krótszym niż 8 lat. Objasnienia: czerwona linia łączy zawartości NO_3 odpowiadające medianie (50%), zielone słupki obejmują zakres percentyli 25%–75%

3. Przegląd metod oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie

Istnieje wiele metod określenia podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie i ogólnie można te metody podzielić na takie, które za podstawę oceny przyjmują wymierne kryterium, dające się wyrazić ilościowo (np.: czas migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do warstwy wodonośnej, miąższość warstw izolujących, wielkości przyjętych wskaźników hydrogeochemicznych) oraz na takie, które oparte są na systemie rangowym, przypisującym poszczególnym parametrom, uznanym za decydujące dla oceny odporności, określoną wagę punktową (Aller i in., 1987; Foster, 1987; Hannapel, Voight, 1999; Holman, 1985; Holting i in., 1995; Krogulec, 2004; Suchożebrski 2001; Rózkowski i in., 2005; Witkowski i in., 1997, 2002; Vrba, Zaporozec, 1994).

Istnieją też różne propozycje dotyczące cech środowiska przyrodniczego, które należy uwzględniać w metodach rangowych dla celów oceny podatności na zanieczyszczenie (Vrba, Zaporozec, 1994). Przy tym istnieją metody uproszczone, uwzględniające np. jedynie dwie cechy oraz metody rozbudowane, wymagające oceny nawet kilkunastu proponowanych parametrów. Znany przykładem uproszczonej oceny podatności jest procedura GOD (Foster, 1987). Ocenia się tu najpierw stopień izolacji zbiornika, typ utworów i głębokość do zwierciadła, a potem przypisuje poszczególnym cechom wartość mnożnika. Uzyskany iloczyn odpowiada, wyrażonej przymiotnikowo, podatności zbiornika wód podziemnych na zanieczyszczenie.

Innym przykładem jest ocena zagrożenia wód podziemnych procedurą Holmana (1985). By uzyskać ocenę, której miarą jest indeks GPSRI (*Groundwater Pollution Source Risk Index*) należy przydzielić odpowiednie wagi; oddzielnie w odniesieniu do czynników ryzyka, czyli potencjalnych ognisk zanieczyszczeń i oddzielnie w odniesieniu do czynników ochrony, czyli zdolności środowiska do unieszkodliwiania zanieczyszczeń. Indeks GPSRI oblicza się mnożąc odpowiednie wagi. Wynikowy indeks zagrożenia dla ocenianego obszaru powstaje przez pomnożenie indeksu przez powierzchnię obszaru zajmowanego przez potencjalne ogniska zanieczyszczeń. Wadą metody jest to, że ocenia podatność wód podziemnych na podstawie obecności lub braku potencjalnych ognisk zanieczyszczeń.

Jedną z popularniejszych metod rangowych jest DRASTIC opracowany przez US EPA dla oceny naturalnej podatności poszczególnych regionów hydrogeologicznych (Aller i in., 1987). W nazwie metody zawarte są symbole siedmiu kryteriów uwzględnianych w ocenie:

- D (*depth to water*) — głębokość do zwierciadła wody,
- R (*recharge*) — infiltracja efektywna,
- A (*aquifer media*) — litologia warstwy wodonośnej,

- S (*soil*) — rodzaj gleb,
- T (*topography*) — nachylenie powierzchni terenu (topografia),
- I (*impact of vadose zone*) — wpływ strefy aeracji,
- C (*conductivity*) — współczynnik filtracji warstwy wodonośnej.

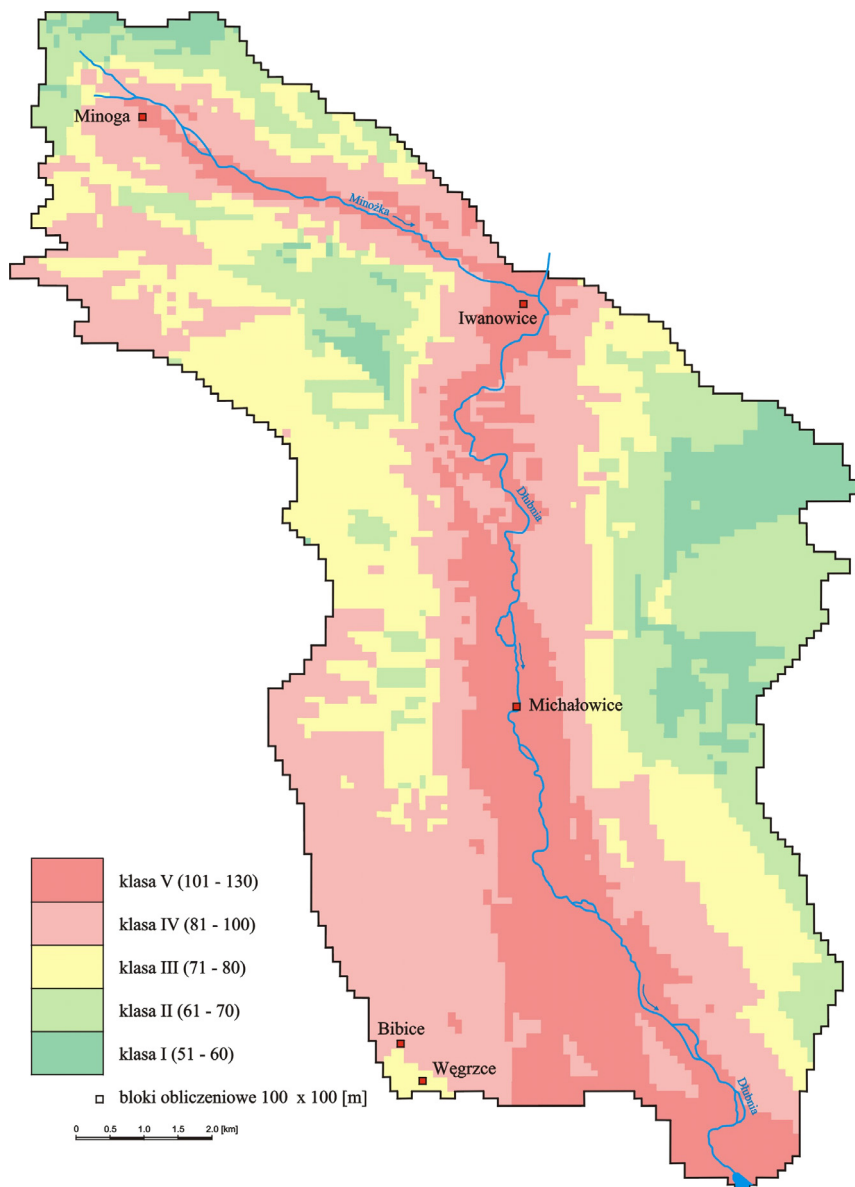
Każdemu z powyższych kryteriów, w zależności od jego roli w procesie migracji potencjalnych zanieczyszczeń, przypisany jest różny stopień istotności, czyli waga, w skali od 1 do 5. Następnie w ramach każdego kryterium wyróżnia się klasy wartości uwzględnianego parametru i przypisuje im się rangę, czyli określoną ocenę punktową w skali od 1 do 10 (Żurek i in., 1999). Im ranga jest wyższa, tym podatność na zanieczyszczenie jest większa. Ostateczna ocena oparta jest o indeks podatności, będący sumą iloczynów wag i rang poszczególnych kryteriów:

$$IPZ = \Sigma (\text{waga kryterium} \cdot \text{ranga parametru}).$$

Indeks podatności jest wartością względną i pozwala w obrębie badanego obszaru, przyjmując określone przedziały wielkości indeksu, wydzielić obszary występowania wód podziemnych mniej lub bardziej podatnych na zanieczyszczenie (rys. 4), natomiast autorzy metody nie podają żadnych obligatoryjnych bezwzględnych wartości przedziałów.

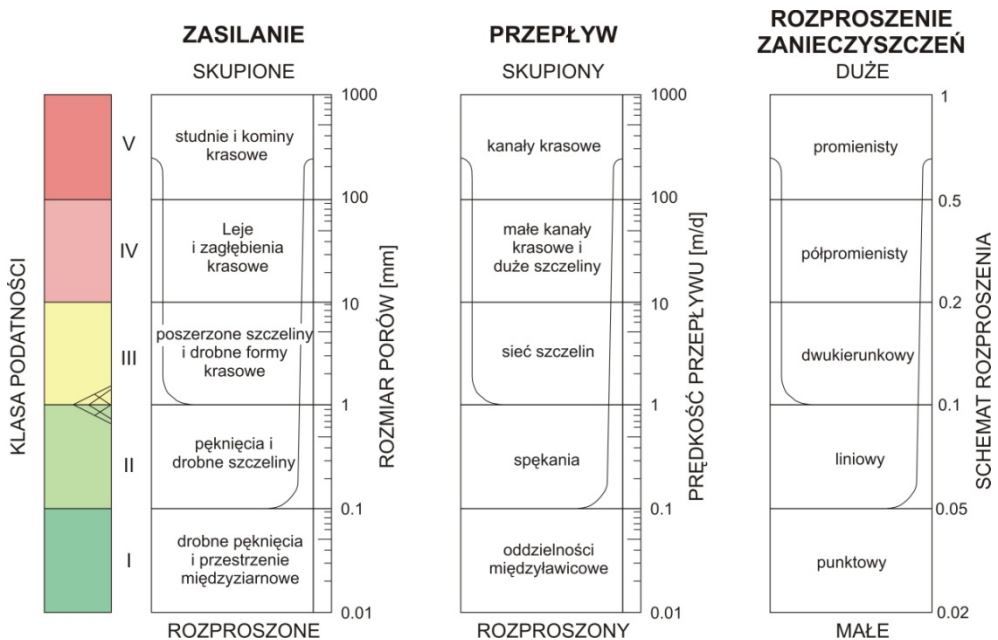
Poszczególne kryteria uwzględniane w tej metodzie analizowane są jako informacje przestrzenne, które można uzyskiwać pośrednio lub bezpośrednio z wielu źródeł. Dokładność oceny podatności zależy przede wszystkim od stopnia rozpoznania hydrogeologicznego i wiarygodności dostępnych danych. W założeniach, metoda DRASTIC jest ona przeznaczona do ocen regionalnych, a minimalny obszar oceny powinien być większy od około 0,5 km² i wymaga stosowania danych zgeneralizowanych. Końcowa procedura obliczania indeksu podatności jest działalnością mechaniczną, pozbawioną elementu interpretacji. Metoda znalazła zastosowanie w wielu opracowaniach regionalnych dotyczących wód podziemnych, przykładowo w pracach Limisiewicz (1997, 1998), Żurek i in. (2002), Krogulec (2004), gdyż jest uznawana za standard dla rangowych metod oceny podatności. Bywa jednak krytykowana, a pod wątpliwość poddaje się m.in. wyniki oceny uzyskane tą metodą dla obszarów szczelinowo-krasowych.

Metoda DIVERSITY należy do metod rangowych, a jej celem jest m.in. bardziej obiektywna ocena podatności szczelinowo-krasowych zbiorników wód podziemnych. Stosowanie na tych obszarach takich metod oceny podatności jak np. DRASTIC, opartych na założeniu liniowości przepływu, powoduje często zaniżanie przyjmowanych ocen podatności, a tym samym nie odzwierciedla rzeczywistych warunków panujących w środowisku (Ray, O'dell, 1993).



Rysunek 4. Przykład oceny potencjalnego zagrożenia wód podziemnych metodą DRASTIC (wg Żurek i in., 2002)

Nazwa metody jest akronimem od słów *Dispersion Velocity* — *Rated Sensivity*, które oznaczają, że ocena podatności bazuje na kilku cechach warstwy wodonośnej: sposobie zasilania wpływającym na jego intensywność, drodze przepływu wpływającej na jego prędkość, a także kierunku i charakteru spękań, kanałów i innych form krasowych wpływających na sposób rozplywu i rozproszenia zanieczyszczenia (rys. 5).



Rysunek 5. Trójelementowy nomogram parametrów warstwy wodonośnej w metodzie DIVERSITY (wg Ray, O'dell, 1993). Rozciągnięcie skali dla dolnych klas w poszczególnych kolumnach nomogramu oznacza, że obecność makroporów o wymiarach 1–10 mm automatycznie zwiększa podatność

Metoda DIVERSITY wymaga trójetapowej procedury:

1. wyznaczenia na podstawie rozpoznania budowy geologicznej, wielkości zasilania i odpływu z regionów jednorodnych pod względem warunków hydrogeologicznych;
2. wyznaczenia dla każdego z tych regionów właściwego stopnia podatności na trójelementowym nomogramie;
3. ekstrapolowania klas podatności uzyskanych z tego nomogramu do obszarów o podobnych warunkach hydrogeologicznych.

Metoda jest przystosowana do oceny podatności w skali regionalnej, gdy szczegółowe rozpoznanie warunków hydrogeologicznych jest trudne. Przeprowadza się wówczas schematyzację warunków hydrogeologicznych poprzez ekstrapolację znanych lokalnie danych na większe obszary o podobnych warunkach. Nawet taki przybliżony szacunek może być przydatny przy podejmowaniu decyzji związanych z zagospodarowaniem przestrzennym terenu (Ray i in., 1994).

Metoda EPIK należy do grupy metod indeksacji polegających na wyborze zestawu parametrów, które mają wpływ na podatność wód podziemnych na zanieczyszczenia. Metodę opracowali Doerfliger i in. (1999) specjalnie do oceny podatności wód podziemnych w ośrodkach krasowych. Analizowali i stosowali tę metodę m.in. Gogu

i Dassargues (2000b). Akronim EPIK utworzono od pierwszych liter angielskich nazw kryteriów uwzględnianych w tej metodzie:

- E (*epikarst*) — charakter strefy wadycznej wraz z ukształtowaniem powierzchni terenu nad warstwą wodonośną;
- P (*protective cover*) — wykształcenie litologiczne warstwy ochronnej;
- I (*infiltration conditions*) — warunki infiltracji;
- K (*karst-network development*) — rozwinięcie sieci krasowej.

Metoda łączy czas przesączania wody przez strefę aeracji (wadyczną), któremu odpowiadają kryteria: wykształcenie warstwy ochronnej, warunki infiltracji oraz charakter strefy wadycznej z charakterystyczną cechą ośrodka krasowego mającą znaczenie dla jego zagrożenia, czyli rozwinięciem sieci szczelin i kawern. Cechy te decydują o rzeczywistej naturalnej podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych w ośrodku szczelinowo-krasowym.

Ze względu na każde z kryteriów, danemu obszarowi przydziela się ocenę punktową wyrażającą stopień podatności na zanieczyszczenie. Skala ocen jest trójstopniowa lub czterostopniowa. Dodatkowo kryteria mają przypisane współczynniki wagowe różniące istotność kryteriów. Ocena punktowa przyznana danemu kryterium jest mnożona przez odpowiedni współczynnik wagowy. Otrzymuje się w ten sposób parametr wyrażający podatność środowiska na zanieczyszczenie ze względu na dane kryterium. Zsumowanie wszystkich czterech parametrów daje tzw. *indeks podatności na zanieczyszczenie*.

Do oceny podatności specyficznej oprócz omówionych metod stosuje się także *metody statystyczne*. Generalnie polegają one na ustaleniu statystycznych zależności pomiędzy określonym zanieczyszczeniem, a czynnikami mającymi wpływ na migrację zanieczyszczeń (Tesoriero, Voss, 1997) i w ten sposób ustala się, które czynniki mają największy, rzeczywisty wpływ. W efekcie końcowym wyznacza się prawdopodobieństwo występowania zanieczyszczenia. Metoda ta została użyta np. przez Ruperta (2001) do kalibracji metody DRASTIC, czy do określenia specyficznej podatności na zanieczyszczenie pestycydami (Troiano i in., 2000). Metody statystyczne (Focazio i in. 2002) służą do przewidywania spodziewanego zanieczyszczenia i powinny być konfrontowane z danymi dotyczącymi rzeczywiście stwierdzonych stężeń. Ograniczeniem metody statystycznej zauważonej także przez jej autorów (Tesoriero, Voss, 1997) jest nieuwzględnienie opóźnienia wynikającego z czasu migracji z powierzchni terenu do miejsca, gdzie woda została opróbowana. Przykładowo: brak azotanów na pewnej głębokości może być wynikiem także tego, że one tam jeszcze nie dotarły, a niekoniernie efektem mniejszej podatności, na co wskaże ocena metodą statystyczną.

Do metod oceny podatności wprowadzono ostatnio modelowanie numeryczne (Schwartz, 2006) oraz techniki sieci neuronowych i sieci rozmytych (Dixon i in., 2002;

Dixon, 2005). Modelowanie numeryczne stosowane jest również do walidacji innych metod oceny podatności (Neukum i in., 2008).

Metoda oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w oparciu o określenie czasu migracji zanieczyszczeń konserwatywnych z powierzchni terenu do poziomu wodonośnego, jest metodą wykorzystującą wymierne kryterium przyjmowane do oceny podatności. Zanieczyszczenia konserwatywne (lub trwałe), czyli niezmiennające swego stężenia w czasie przemieszczania w wodach podziemnych — to zanieczyszczenia, które nie ulegają procesom sorpcji i wymiany jonowej z otaczającym środowiskiem gruntowo-skalnym, ani nie ulegają biodegradacji lub rozpadowi. Czas pionowego przemieszczania się masy substancji chemicznej w przesączających się wodach opadowych jest uzależniony od wielu czynników, z których najważniejsze to litologia skał, a właściwie ich porowatość i stopień nasycenia por wodą oraz miąższość strefy aeracji i intensywność zasilania czyli infiltracji. W wyniku tego czas może być określony jako kryterium kompleksowe. Dla oceny podatności wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego określa się czas (t_a) wymiany wody w profilu glebowym i występującej pod nim pozostałej części strefy aeracji, przez infiltrujące wody opadowe.

Na podkreślenie zasługuje fakt, że sposób określenia czasu pionowej migracji zanieczyszczeń konserwatywnych przez utwory nadkładu warstwy wodonośnej wraz z odpowiednim wzorem (1) zastosowano w Polsce już dawno, bo w latach 1986–1990, dla potrzeb wyznaczenia potencjalnego stopnia zagrożenia GZWP (Kleczkowski i in., 1990a). Również wtedy powstała klasyfikacja stopnia potencjalnego zagrożenia GZWP, wynikającego wyłącznie z czynników naturalnych, wpływających na czas migracji zanieczyszczeń konserwatywnych przez strefę aeracji (rys. 6).

$$t_a = \frac{m_A \times w_o}{R} \quad (1)$$

gdzie:

t_a — czas przesączania wody przez strefę aeracji [lata];

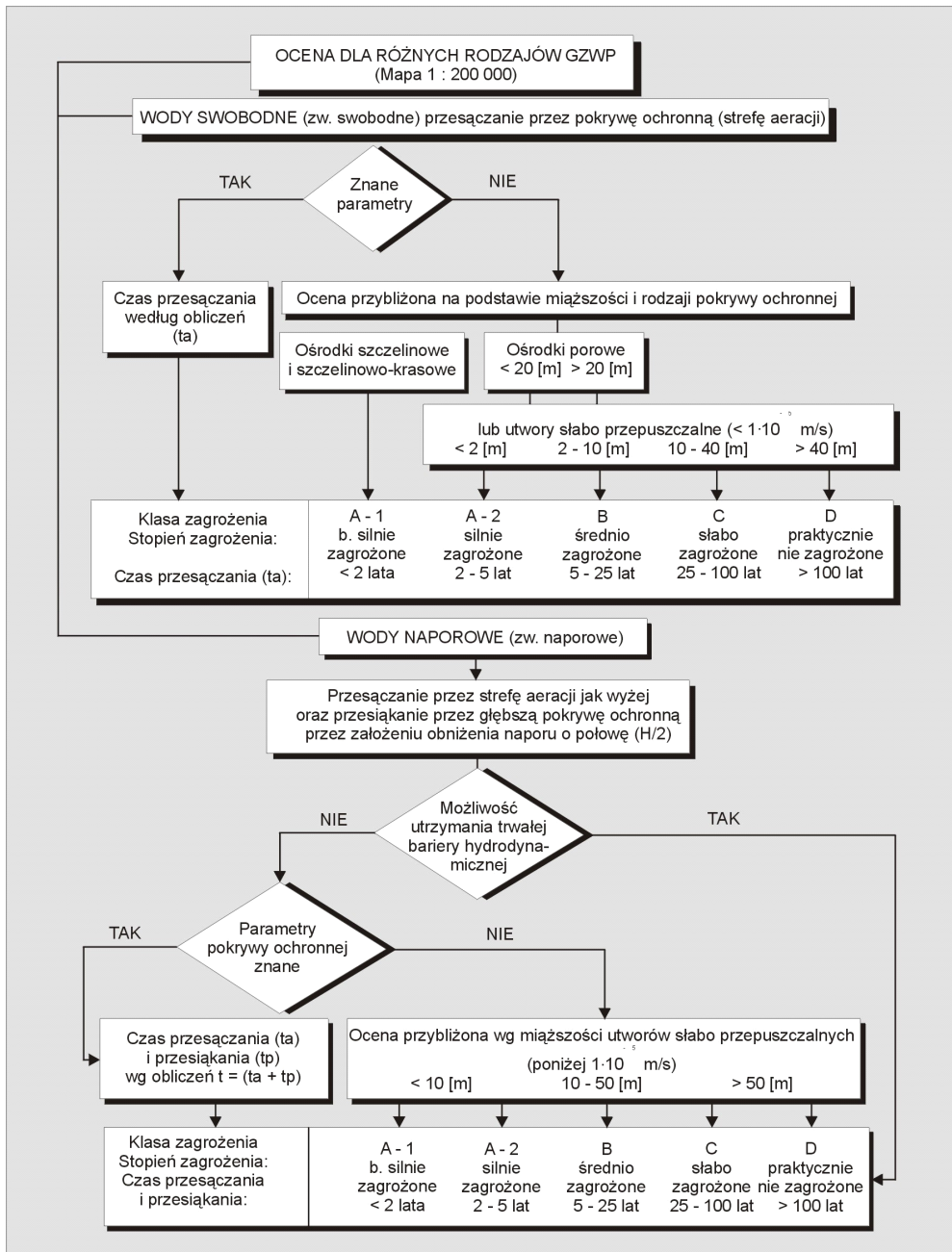
m_A — miąższość strefy aeracji, określona jako głębokość do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej [m];

w_o — przeciętna wilgotność objętościowa utworów strefy aeracji [-];

R — infiltracja efektywna [m/rok],

$R = P \cdot \omega_i$ gdzie: P — średnia wieloletnia suma roczna opadów [m/rok], ω_i — wskaźnik infiltracji efektywnej utworów powierzchniowych [-].

Zarówno wzór (1), jak i wskazana klasyfikacja stopnia zagrożenia, stanowią podstawę przyjętej metody oceny stopnia wrażliwości dla potrzeb opracowania *Mapy wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie* w skali 1:500 000, szerzej omówionej w rozdziale 5.



Rysunek 6. Ocena stopnia potencjalnego zagrożenia stosowana dla głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce przez Kleczkowskiego i in. (1990a)

4. Uzasadnienie wyboru metodyki opracowania Mapy wrażliwości (podatności)

Przy wyborze metodyki opracowanie *Mapy* brano pod uwagę przeznaczenie i sposób jej wykorzystania, który ukierunkowany jest na wdrożenie następujących ustaw oraz dyrektyw i wytycznych UE:

- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z 23 października 2000 r. w sprawie ustanowienia ram działalności Wspólnoty w zakresie polityki wodnej. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 327, tzw. Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW, 2000);
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2006/118/WE z 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 372/19 (DWP, 2006);
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 1998/83/WE z 3 listopada 1998 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 330 (DWD, 1998);
- Decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady 2455/2001/WE z 20 listopada 2001 r. ustalająca listę substancji priorytetowych w zakresie polityki wodnej implementacji dyrektywy 2000/60/WE (Official Jour. of Euro. Com., L 331);
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 91/676/EWG z 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych;
- Common Strategy on the Implementation of the Water Framework Directive. Strategic Document, European Commission, Brussels, 2001;
- Environment DG Information Brochure. An introduction to the Directorate General for the Environment of the European Commission and to sources of information on EU environmental policy. Office for Official Publ. of the Euro. Com., Luxemburg, 20p., 2002;
- Ustawa Prawo ochrony środowiska z 27 kwietnia 2001, Dz.U. 2001/62, poz. 627 z późniejszymi zmianami;
- Ustawa Prawo wodne z 18 lipca 2001, Dz.U. 2001/115, poz. 1229 z późniejszymi zmianami;
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych z 23 lipca 2008 r., Dz. U. 2008/143, poz. 896 (Rozporządzenie MŚ, 2008);
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r., Dz.U. 2002/241, poz. 2093 (Rozporządzenie MŚ, 2002a);

- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego z 24 lipca 2006 r., Dz.U. 2006/137, poz. 984 (Rozporządzenie MŚ, 2006a);
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z dnia 29 marca 2007 r., Dz.U. 2007/61, poz. 417 (Rozporządzenie MZ, 2007) ze zmianami z dnia 20 kwietnia 2010 r. (Dz.U. 2010/72 poz. 466);
- Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r., Dz. U. 2003/4, poz. 44 (Rozporządzenie MŚ, 2002b).

Określenie stopnia podatności wód podziemnych może być charakteryzowane trzema prawami wskazującymi na złożoność ocen wrażliwości wód podziemnych (NRC, 1993):

- wszystkie wody podziemne są podatne na zanieczyszczenie;
- nieodłącznym elementem ocen podatności jest ich niepewność;
- w przypadku złożonych metod oceny podatności może zostać zatarte znaczenie najistotniejszych czynników warunkujących podatność.

Podejście do oceny wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie jest zróżnicowane — od bezpośredniego wykorzystania metody DRASTIC (Lobo-Ferreira, Oliveira, 1997), poprzez różne modyfikacje tej metody szczególnie w celu zastosowania w ośrodku szczelinowym i szczelinowo-krasowym (Celico, Naclerio, 2005; Denny i in., 2007), aż po podejście kombinowane łączące wykorzystanie różnych metod lub ich wybranych elementów (Civita, De Maio, 2004; Gemitzi i in., 2006).

Zrównoważone zarządzanie wodą w zlewniach rzek (RDW, 2000), czyli zarządzanie zasobami wodnymi z uwzględnieniem ich jakości, wymaga szczególnego wzięcia pod uwagę wzajemnych relacji ilościowych i jakościowych wód podziemnych i powierzchniowych. W związku z tym odniesiono naturalną podatność na zanieczyszczenie do konkretnych zbiorników i poziomów wód podziemnych. W konsekwencji, *Mapa wrażliwości* składa się z dwóch plansz, odpowiednio odnoszących się do:

- wód podziemnych pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej, czyli wód podziemnych związanych z wodami powierzchniowymi oraz ekosystemami lądowymi, których stan ekologiczny bezpośrednio zależy od jakości i ilości wód podziemnych, tzn. ekosystemami położonymi w strefach, gdzie zwierciadło wód podziemnych występuje płycej niż 2 metry pod powierzchnią terenu (Herbich i in., 2008, 2010);
- Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP) wydzielonych przez Kleczkowskiego i in. (1990a; Herbich i in., 2009; Witczak i in., 2010).

Dla płytkich wód podziemnych, których dotyczy plansza 1, klasy podatności wód oceniono na podstawie czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji zasilanej przez infiltrujące wody opadowe. Wskazany na tej planszy stopień podatności dotyczy wód podziemnych pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej. Dotyczy więc lokalnych systemów przepływu wód, a nie przepływów w systemach regionalnych; różnicę między nimi przedstawia rysunek 1. Lokalne systemy przepływu pierwszą warstwą wodonośną, w zależności od konkretnych warunków hydrogeologicznych związane mogą być z płytkimi wodami gruntowymi, względnie z pierwszym poziomem użytkowym, jeśli w określonych obszarach jest pierwszym od powierzchni poziomem wodonośnym.

Wybierając metodę oceny wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie w Polsce i sposób opracowania *Mapy* dążono do wypracowania podejścia kompromisowego, które byłoby najbardziej efektywne przy aktualnym stanie rozpoznania warunków hydrogeologicznych i dostępności danych koniecznych do przeprowadzenia oceny. Wybrano podejście z zastosowaniem GIS, które pozwala tradycyjnie prezentować rezultaty obliczeń w postaci wydrukowanych map, jak również umożliwia wykorzystanie opracowanych warstw informacyjnych do modyfikacji sposobu oceny stopnia wrażliwości wód podziemnych oraz analizy uzyskanych wyników (Meijerink i in., 1994). Proponowana metodyka umożliwi w przyszłości dalsze oceny, np. podatności specyficznej wód podziemnych w zależności od przyjętych scenariuszy oddziaływania ze strony wybranych typów zanieczyszczeń, czy scenariuszy sposobów zagospodarowania i użytkowania terenu.

Zastosowanie GIS w celu uzyskania *Mapy wrażliwości wód podziemnych* w wersji elektronicznej, umożliwia wykorzystanie szeregu warstw informacyjnych, przetworzonych z analogowych i cyfrowych źródłowych materiałów archiwalnych.

Jedną z tych warstw informacyjnych jest głębokość do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej. Przyjęto ją na podstawie analogowej *Mapy hydrogeologicznej Polski* w skali 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968), którą w tym celu przetworzono do wersji cyfrowej. Mapę tę wykorzystano dlatego, ponieważ interpretacja przestrzenna głębokości do tzw. „pierwszej wody” widoczna na tej mapie, powstała na bazie dużej liczby szczegółowych pomiarów terenowych. Inną zaletą *wskazanej mapy* jest interpretacja przebiegu hydroizobat w oparciu o przesłanki geomorfologiczne, dobrze oddające zasięg występowania płytkich wód gruntowych, tzn. występujących do głębokości 2 m p.p.t., w dolinach rzecznych. Mapa ta z racji okresu, w którym była opracowywana, dobrze oddaje warunki *quasi* naturalne, a więc te do których odnosi się naturalna podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie.

Warstwy informacji przestrzennej po zapisaniu cyfrowym w postaci wektorowej zostały przekształcone w postaci *rastrową*. Nastąpił w ten sposób podział obszaru Polski na elementarne cyfrowe pola obliczeniowe o rozmiarach 100×100 m, czyli o rozmiarach

1 hektara. W konsekwencji analizując treść *Mapy* odnosi się wrażenie zarówno bardzo wysokiej szczegółowości określenia i wizualizacji stopnia podatności, jak i dużego lokalnego zróżnicowania stopnia naturalnej podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Pierwsze spostrzeżenie jest nieuprawnione, natomiast drugie jest słuszne.

Wysoka szczegółowość określenia i zobrazowania stopnia podatności na omawianej *Mapie* jest pozorna, ponieważ do jego obliczenia nie wykorzystywano żadnych danych źródłowych opracowanych z rozdzielczością 100×100 m, lecz opracowanych z rozdzielczością znacznie mniejszą. Widoczna szczegółowość obrazowania rezultatu obliczeń na *Mapie* jest tylko wynikiem zastosowanej technologii numerycznych obliczeń na siatce dyskretyzacyjnej o takiej rozdzielczości. Przyjęcie tak małego rozmiaru elementarnego bloku obliczeniowego ma na celu pokazanie, jak szczegółowe mogą być przyszłe oceny, jeżeli będą wykonywane w oparciu o dane źródłowe opracowane w skalach szczegółowych.

Mapa wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie klasyfikuje naturalną podatność wód wynikającą z warunków hydrogeologicznych oraz wysokości rocznych opadów atmosferycznych. Widoczne na *Mapie* duże lokalne zróżnicowanie stopnia podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie wynika z losowego wzajemnego nakładania się kilku czynników bezpośrednio lub pośrednio wpływających na długość czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji (rozdz. 6). Ponadto istotne jest to, że wszystkie te czynniki charakteryzują się silną zmiennością przestrzenną, a zastosowana technologia obliczeń jest realizowana w pikselach o wymiarach 100×100 m. W konsekwencji, losowe nakładanie się różnych wartości czynników uwzględnianych w algorytmie obliczeń powoduje, że nawet w sąsiednich rejonach obliczony stopień podatności wód podziemnych jest zróżnicowany. Zróżnicowanie to powinno być więc traktowane jako informacja, że w rzeczywistości, w określonym rejonie prawdopodobnie ma miejsce określona zmienność przestrzenna podatności. Może to mieć znaczenie w planowaniu przestrzennym i gospodarce wodnej. Natomiast mechaniczne przenoszenie takich drobnych wydzieleni podatności na mapy o większej skali jest oczywiście niewłaściwe. Ze względu na wymogi czytelności i przejrzystości mapy, została ona wydrukowana w wersji, z której usunięto pojedyncze piksele oraz ich grupki o różnym kształcie, składające się z maksymalnie 10 pikseli o określonym stopniu podatności, jeżeli były otoczone pikselami o innym stopniu podatności.

Ocena stopnia zagrożenia jakości wód podziemnych ze strony konkretnych istniejących lub potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wymaga w zależności od celu opracowania i potrzeb, wykonania map scenariuszowych w skali szczegółowej, tj. 1:50 000 i większej. Przykład możliwości wykorzystania elektronicznej bazy danych do tworzenia map scenariuszowych znajduje się w rozdziale 9.

Plansza 2 *Mapy wrażliwości* przedstawia w formie przeglądowej nie tylko rozmieszczenie GZWP ale przede wszystkim położenie ich obszarów ochronnych — zarówno tych opracowanych w skali szczegółowej 1:50 000, jak i tych, które nadal mają tylko opracowane granice obszarów ochronnych w przeglądowej skali 1:500 000. Obszary ochronne GZWP stanowią tereny, na których mogą być ustanowione zakazy, nakazy oraz ograniczenia w zakresie użytkowania gruntów lub korzystania z wód podziemnych w celu ochrony ich zasobów przed degradacją. Przedstawiony na planszy 2 stopień podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych występujących w obszarach ochronnych GZWP i strefach ich zasilania w wodę, jest informacją, która może znaleźć swoje wykorzystanie w planach zagospodarowania przestrzennego terenów znajdujących się w granicach obszarów ochronnych.

Wykorzystanie to jest możliwe przynajmniej do 2015 r., czyli do planowanego czasu zakończenia realizowanego obecnie programu wyznaczania w skali szczegółowej (1:50 000) obszarów ochronnych wszystkich GZWP, dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w dorzeczach (Herbich i in., 2009; Witczak i in., 2010). Wykorzystanie tej planszy może jednak objąć dłuższy czas, ponieważ nie można wykluczyć, że rzeczywisty postęp dokumentowania GZWP i wyznaczania ich obszarów ochronnych będzie wolniejszy niż zaplanowany i w konsekwencji zakończy się później. Wyniki prac — dokumentacje hydrogeologiczne, stanowiąc będą podstawę dla Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej (RZGW) do umieszczania obszarów ochronnych GZWP w planach zagospodarowania przestrzennego i określenia zasad prowadzenia gospodarki wodnej w tych obszarach.

W 2003 r. opracowano wstępną waloryzację wykonanych do tego czasu szczegółowych dokumentacji hydrogeologicznych GZWP. Porównano uzyskane wyniki badań szczegółowych z wartościami przedstawionymi na *Mapie obszarów ochronnych GZWP w Polsce wymagających szczególnej ochrony* (Kleczkowski, 1990a), dokonano także oceny spełnienia czterech podstawowych kryteriów wydzielenia GZWP oraz oceny stopnia zagrożenia wód podziemnych i pilności ustanawiania obszarów ochronnych udokumentowanych zbiorników. Przeprowadzona waloryzacja wykazała, że udokumentowane GZWP zaliczają się głównie do grupy zbiorników wymagających pilnego ustanowienia obszarów ochronnych, co wskazuje na ogólnie prawidłowy kierunek dotychczas prowadzonych prac w zakresie kolejności dokumentowania GZWP, przyjęty przez Ministerstwo Środowiska.

W latach 1994–2007 opracowano 60 dokumentacji GZWP. Niektóre zbiorniki po szczegółowym udokumentowaniu w skali 1:50 000, zostały wycofane z listy GZWP, ponieważ ich struktury wodonośne nie spełniały warunków określonych dla GZWP. Po przeprowadzeniu procedury waloryzacji oraz udokumentowaniu części zbiorników, na koniec 2010 r. pozostały 163 zbiorniki spełniające warunki wymagane dla GZWP. Niektóre starsze dokumentacje szczegółowe nie spełniają warunków pozwala-

jących, aby na ich podstawie wyznaczyć obszary ochronne zgodnie z aktualnie obowiązującym stanem prawnym. Muszą więc być zweryfikowane i dostosowane do obecnie przyjętych rozwiązań formalnych. Natomiast dla 101 GZWP brak jest nadal wymaganej szczegółowej dokumentacji określającej warunki hydrogeologiczne i zasięg obszarów ochronnych.

W związku z tym, w ramach krajowej strategii ochrony zasobów wodnych, pod auspicjami Ministerstwa Środowiska oraz Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej (KZGW) rozpoczęto w 2008 r. działania mające na celu opracowanie w latach 2009–2015 jednolitych dokumentacji wyznaczających obszary ochronne i określających zasady ochrony wód podziemnych dla 101 dotychczas nieudokumentowanych GZWP. Zadanie to realizowane jest w ramach działalności Państwowej Służby Hydrogeologicznej (PSH) przez Państwowy Instytut Geologiczny — Państwowy Instytut Badawczy (Herbich i in., 2009). Przewiduje się, że całość prac będzie wykonana w latach 2009–2015:

- etap I — lata 2009–2011: prace nad udokumentowaniem 29 GZWP oraz 15 weryfikacji dokumentacji szczegółowych wykonanych przed 2008 r.;
- etap II — lata 2011–2013: prace nad udokumentowaniem 33 GZWP;
- etap III — lata 2013–2015: prace nad udokumentowaniem 39 GZWP.

Część treści zawartej na planszy 2 prezentowanej obecnie *Mapy wrażliwości* ulegnie więc modyfikacji z końcem 2011 r., ponieważ wtedy zostaną przyjęte dokumentacje wykonane w skali szczegółowej (1:50 000), korygujące dotychczasowe granice lub ustalające nowe zasięgi obszarów ochronnych dla łącznie 44 GZWP przedstawionych na planszy. Zestawienie tych GZWP zawiera załącznik 1 do niniejszego opracowania. W wyniku wskazanej działalności, od 2012 r. będzie można pozyskać od PSH (www.psh.gov.pl) aktualną wersję tych dokumentacji w skali szczegółowej.

PSH realizuje zadania w zakresie bilansowania i ochrony wód podziemnych, ograniczania degradacji i gospodarowania zasobami wód podziemnych, obserwacji ilości i jakości tych wód oraz kartografii hydrogeologicznej. Przykładem szerokiej działalności PSH w dziedzinie kartografii hydrogeologicznej jest *Mapa hydrogeologiczna Polski* w skali 1:50 000 (Paczyński i in., 1999) składająca się z wielu warstw tematycznych, m.in. dotyczących wrażliwości oraz jakości wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego — PPW (Herbich i in., 2008). Lista wszystkich GZWP wymagających szczególnej ochrony znajduje się w opracowaniu Herbicha i in. (2009) pod adresem http://www.psh.gov.pl/plik/id,4712,v,artykul_3338.pdf.

5. Charakterystyka treści Mapy

5.1. Treść planszy 1: Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenia z powierzchni terenu

Plansza 1 zawiera następujące główne elementy przedstawione kartograficznie:





Stopień podatności wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego

Klasy podatności, czyli wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie według zasad Fostera i in. (2002) zmodyfikowano i dopasowano do przybliżonego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji oznaczonego skrótem MRT, pochodzącym od jego anglojęzycznego określenia Mean Residence Time (tab. 1). Przyjęta metodyka określenia stopnia podatności wód podziemnych jest dostosowana do skali przeglądowej 1:500 000 i opiera się na uproszczonym modelu konceptualnym migracji zanieczyszczeń z powierzchni terenu do wód podziemnych.

W koncepcji opracowania planszy 1 założono m.in., że pierwszy poziom wodonośny jest ciągły przestrzennie w obszarze całego kraju. W rzeczywistości mogą występować lokalne przerwania ciągłości pierwszego poziomu wodonośnego o charakterze użytkowym, stąd na szczegółowej *Mapie hydrogeologicznej Polski* (MhP) w skali 1:50 000, pierwszy użytkowy poziom wodonośny jest lokalnie nieciągły przestrzennie. Jednak na obszarach charakteryzujących się brakiem użytkowego poziomu wodonośnego, ale zagospodarowanych rolniczo, wody gruntowe odprowadzane są z profilu glebowego przez systemy melioracji i mogą znacząco zasilać lokalne cieki powierzchniowe. W konsekwencji skład chemiczny wód gruntowych, np. obecność azotanów czy pestycydów, może istotnie wpływać na stan wód powierzchniowych, dlatego też traktowanie takich obszarów jako całkowicie bezwodnych uznano za nieuzasadnione. W obszarach tego typu mogą również występować podmokłości stanowiące ekosystemy, których stan ekologiczny bezpośrednio zależy od stanu chemicznego wód gruntowych.

Porównanie rozkładu przestrzennego wrażliwości wskazanej na określonym fragmencie planszy 1 *Mapy wrażliwości wód podziemnych* w skali 1:500 000, z odpowiadającym obszarowo arkuszem MhP Pierwszy poziom wodonośny — wrażliwość i jakość w skali 1:50 000 (Herbich i in., 2008), często wykaże różnice w określeniu stopnia podatności wód podziemnych. Lokalnie różnice te mogą być bardzo znaczące. Wynika to z nieco innych założeń metodycznych, innego poziomu dokładności wykorzystanych podstawowych danych wprowadzanych do obliczenia podatności oraz innych kartograficznych materiałów źródłowych.

Tabela 1. Klasy podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie według zasad Fostera i in. (2002) zmodyfikowane przez autorów Mapy i dopasowane do przybliżonego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji (MRT)

Kod klasy	Oznaczenie na Mapie	MRT przybliżony czas wymiany wody w profilu strefy aeracji [lata]	Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie	Charakterystyka podatności ¹⁾
1		< 5	bardzo duża	Ośrodek podatny na większość zanieczyszczeń. Szybki wzrost zanieczyszczenia dla wielu scenariuszy migracji zanieczyszczeń.
2		5–25	duża	Ośrodek podatny na wiele typów zanieczyszczeń, oprócz silnie sorbowanych (np. metale ciężkie)
3		25–50	średnia	Ośrodek podatny na niektóre typy zanieczyszczeń, ale tylko, gdy są wprowadzane lub wyługowywane w sposób ciągły
4		>50	mała i bardzo mała	Ośrodek podatny tylko na zanieczyszczenia konserwatywne wprowadzane lub wyługowywane w sposób ciągły i na dużym obszarze. Obecne są warstwy izolujące o minimalnym przesiąkaniu lub istnieje naturalna trwała bariera hydrodynamiczna

¹⁾ według zasad klasyfikacji podatności warstw wodonośnych na zanieczyszczenie podanych w pracy Fostera i in. (2002, s. 109). Klasy podatności dopasowano do przybliżonego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji (MRT).

Przykładowo, dane wejściowe wprowadzane do algorytmu obliczenia wrażliwości wód podziemnych na MhP w skali 1:50 000, pozyskiwane są ze *Szczegółowej mapy geologicznej Polski* w skali 1:50 000, map glebowych IUNG w skali 1:25 000 oraz *Mapy głębokości do pierwszego poziomu wodonośnego (PPW)*, opracowanej w skali 1:50 000 dla stanu aktualnego, jako warstwa informacyjna MhP PPW — występowanie i hydrodynamika.

Na wskazane różnice w treści map wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie wykonanych w bardzo różnych skalach, wpływa także zastosowanie innych technolo-

gii przygotowania danych, innego sposobu obliczeń numerycznych oraz innej cyfrowej formy przedstawiania graficznej treści map, odpowiednio rastrowa i wektorowa, zastosowanych do obliczenia oraz prezentacji stopnia podatności wód podziemnych.

MRT jest to czas, który dotyczy wymiany wody w profilu strefy aeracji w naturalnym cyklu hydrologicznym przy założeniu średniej w wieloletniej infiltracji rocznej opadów atmosferycznych. Jednak w przypadku zrzutów punktowych, np. wylewiska ścieków, nieszczelne zbiorniki na ścieki itp., intensywność infiltracji może być wielokrotnie większa, co proporcjonalnie skraca czas MRT. Powinno to być uwzględniane podczas opracowywania scenariusza oceny ryzyka zanieczyszczenia ze strony tego typu ognisk zanieczyszczeń. W ośrodkach o charakterze szczelinowym, szczelinowo–krasowym i szczelinowo–porowym możliwe jest szybsze przenikanie części zanieczyszczeń, zazwyczaj <10%, uprzywilejowanymi drogami filtracji w okresie intensywnych opadów atmosferycznych. Należy ten element uwzględnić opracowując szczegółowy scenariusz oceny ryzyka zanieczyszczenia wód podziemnych. Występowanie tego typu ośrodków wodonośnych podano w warstwie informacyjnej D, charakteryzującej dominujące litotypy skał występujących w strefie aeracji, poprzez uśrednione wartości ich wilgotności objętościowych (rozd. 6).

Klasyfikacja Fostera i in. (2002) wynika z naturalnych właściwości skał chroniących wody podziemne ale jednocześnie odpowiada na pytanie, jakie typy zanieczyszczeń mogą w poszczególnych klasach być groźne dla wód podziemnych. Problem ten ujęty jest opisowo w klasyfikacji, np. w klasie „duża podatność” nie powinny być już groźne takie substancje, jak np. metale ciężkie, silnie sorbowane przez materiał gruntowy. Ten element klasyfikacji może być w następnych etapach wykorzystania *Mapy* rozbudowany szczegółowo w celu określenia podatności specyficznej dla grup zanieczyszczeń istotnych w ocenie stanu jakości wód podziemnych (DWP, 2006).

Czas wymiany wody w profilu strefy aeracji uznano za najważniejszy parametr do oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Jest on miarą zagrożenia wód podziemnych. Niska pojemność wodna gleby i skał występujących w profilu strefy aeracji, oznacza krótki czas wymiany wody w profilu, a tym samym wysokie zagrożenie wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego. Natomiast wysoka pojemność wodna gleby czy skały oznacza nie tylko dłuższy czas wymiany wody w strefie aeracji. Większa ilość wody w glebie i skale wynika często z obecności materiału bardzo drobnoziarnistego, czyli cząstek ilasto–pylastych, a więc jest także wskaźnikiem wyższych zdolności sorpcyjnych utworów strefy aeracji. Sorpcja wywołuje dodatkowe opóźnienie wielu rodzajów zanieczyszczeń, a więc mniejsze zagrożenie poziomu wodonośnego. Pojemność wodna skał strefy aeracji i czas wymiany wody stanowią zatem kompleksowy wskaźnik, pozwalający w sposób uzasadniony przyrodniczo klasyfikować podatność płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie.

Czas lateralnej migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych w wodach podziemnych

Czas lateralnej migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych, które już znajdują się w wodach podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego jest wskaźnikiem *opóźnienia* ich odpływu do najbliższych drenujących je wód powierzchniowych. Warstwa informacyjna umieszczona jest na planszy w formie strzałek i pokazuje generalny kierunek oraz średni czas lateralnego przepływu wód podziemnych na odcinku 3 km, czyli w skali *Mapy* na odcinku równym długości strzałki (tab. 2). Wskazane na *Mapie* czasy lateralnej migracji zanieczyszczeń oraz prędkości podane w tabeli 2, dotyczą wód podziemnych pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej. Dotyczą więc lokalnych systemów przepływu wód, a nie przepływów w systemach regionalnych; różnicę między nimi przedstawia rysunek 1. Lokalne systemy przepływu pierwszą warstwą wodonośną, w zależności od konkretnych warunków hydrogeologicznych związane mogą być z płytkimi wodami gruntowymi, względnie z pierwszym poziomem użytkowym, jeśli w określonym obszarze jest pierwszym od powierzchni poziomem wodonośnym.

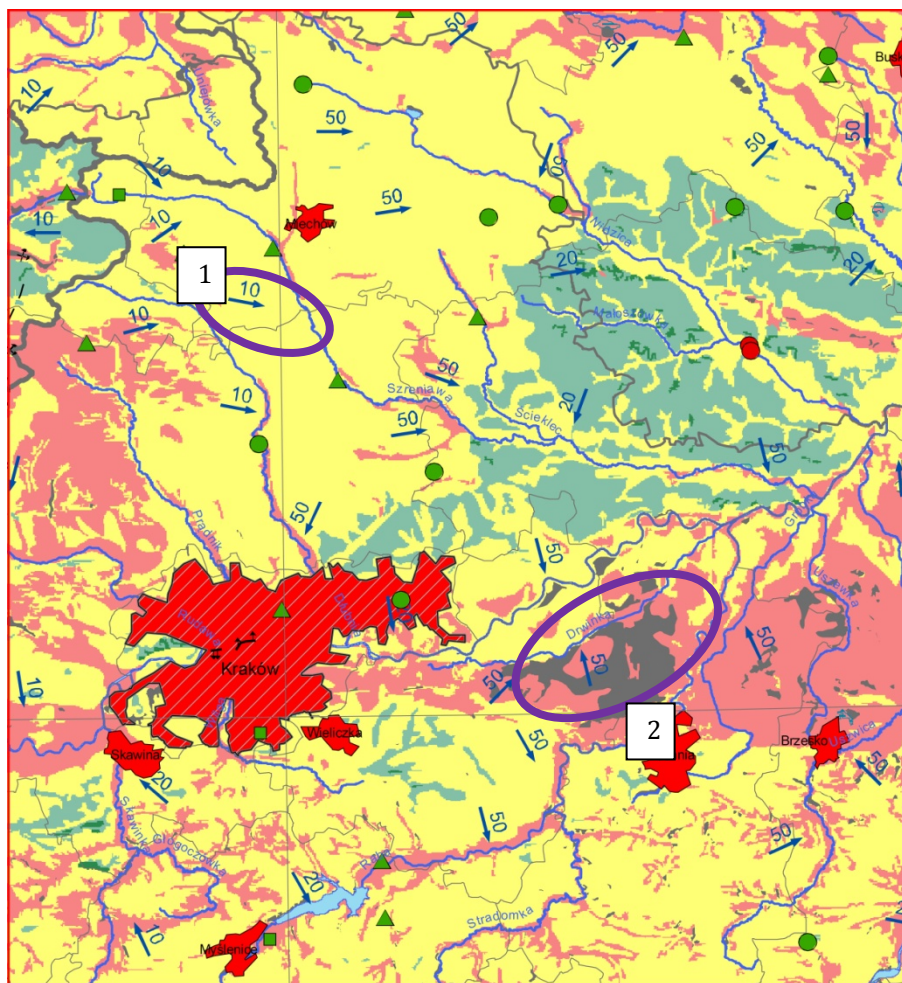
Tabela 2. Średni czas lateralnej migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych w wodach podziemnych jako wskaźnik opóźnienia ich odpływu do wód powierzchniowych

Oznaczenie i wartość średniego czasu migracji [lata]	Czas migracji na drodze 3 km (długość strzałki) [lata]	Prędkość rzeczywista przepływu wód podziemnych [m/rok]	Charakter migracji
<u>10</u> →	<10	>300	bardzo szybka
<u>20</u> →	10–30	100–300	szybka
<u>50</u> →	30–100	30–100	średnio szybka
<u>100</u> →	>100	<30	wolna

Całkowity średni czas migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych z powierzchni terenu do wód powierzchniowych jest sumą średniego czasu przesiania pionowego, zgodnie z klasą podatności oznaczoną kolorem na planszy oraz szacunkowego czasu przepływu lateralnego wód podziemnych określonego przy strzałkach. Czas podany przy strzałce pozwala więc orientacyjnie ocenić opóźnienie reakcji wód powierzchniowych na ładunki zanieczyszczeń konserwatywnych wynoszonych ze zlewni. Odpowiedź wód powierzchniowych występuje w dwóch sytuacjach. Pierwsza dotyczy okresu, kiedy wody podziemne zostaną zanieczyszczone i zanieczyszczenie zacznie w nich migrować, w kierunku cieków lub zbiorników wód powierzchniowych. Czas podany przy strzałce informuje wtedy o przybliżonym okresie od kiedy rzeki przejmą zanieczyszczenie i z tego względu jakość ich wód ulegnie pogorszeniu.

Druga sytuacja jest odwrotna, tzn. dotyczy okresu, kiedy wody podziemne przestają być zanieczyszczane i jest opisana w rozdziale 2.

Na planszy, ze względu na jej czytelność, zamieszczono tylko te rzeki, których zlewnie mają powierzchnię o wielkości ponad 100 km².



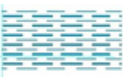

Rysunek 7. Fragment Mapy w rejonie Krakowa: 1 — strzałka z przykładowym czasem [lata] i kierunkiem lateralnego przepływu wód w zlewni rzeki Szreniawy; 2 — obszar występowania lasów z płytkimi wodami podziemnymi, czyli na głębokości mniejszej niż 2 m p.p.t.

Zaznaczona na rysunku 7 strzałka z opisem 10 wskazuje, że przepływ płytkich wód podziemnych w pierwszym poziomie wodonośnym na odcinku o długości 3 km (równym długości strzałki), może trwać od kilku do 10 lat. Pozwala to na stwierdzenie, że w tym obszarze opóźnienie w lateralnym odpływie zanieczyszczeń konserwatywnych do najbliższego cieku, który je odbiera, nie jest duże ponieważ migracja jest bardzo

szybka (tab. 2). Prędkość przepływu wód podziemnych wraz z rozpuszczonymi w nich zanieczyszczeniami konserwatywnymi wynosi ponad 300 m/rok. Konkretny czas dotarcia frontu zanieczyszczenia do najbliższego ciekłu lub zbiornika wód powierzchniowych jest zmienny, w zależności od miejsca imisji zanieczyszczenia do wód podziemnych. Opóźnienie reakcji wód powierzchniowych na ładunki potencjalnych zanieczyszczeń wynoszonych ze zlewni przez wody podziemne będzie największe w przypadku, gdy miejscem imisji zanieczyszczeń będzie rejon wododziału pomiędzy ciekami powierzchniowymi.

Klasy rzeczywistej prędkości poziomego przepływu wód podziemnych (tab. 2) oparto o schemat zastosowany na *Mapie obszarów ochronnych GZWP* (Kleczkowski i in., 1990a).

Główne ekosystemy lądowe o statusie zależnym od wód podziemnych

	mokradła i torfowiska
	lasy położone w strefach o zwierciadle wody płytszym niż 2 metry; na takich obszarach zaznacza się silny wpływ wody gruntowej na glebę i siedlisko (Instrukcja, 2003)

Status mokradeł w Polsce opisują Nawrocki i Madgwick (1999) w związku z europejską konwencją z Ramsar. Opracowany został również *Atlas mokradeł Polski* oraz *System informacji przestrzennej o mokradłach Polski* (Oświecimska-Piasko i in., 2006).




Plansza 1 *Mapy wrażliwości* zawiera informację o tego typu środowiskach opracowaną na podstawie mapy użytkowania terenu przygotowanej według klasyfikacji CORINE Land Cover 2006 (CLC, 2006). Z tej klasyfikacji (tab. 3) wydzielono obszary należące do klasy 4.1. *śródlądowe strefy podmokłe* oraz 4.2. *przybrzeżne strefy podmokłe*. Natomiast wydzielenie lasów położonych w strefach o zwierciadle wód podziemnych płytszym niż 2 m p.p.t., uzyskano przez nałożenie zasięgu lasów, tj. *klasa 3.1* według systemu CORINE, na mapę głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej. Przykładowe rozmiary tego typu stref w skali 1:500 000 widoczne są na rysunku 7.

Przyjęty na *Mapie* graficzny sposób prezentacji lasów położonych w strefach o zwierciadle wody płytszym niż 2 m, w wielu przypadkach przesłania widoczność stopnia podatności wód gruntowych w tych obszarach. Ponieważ ekosystemy lądowe zależne od wód podziemnych są bardzo ważnym elementem dla pełnej implementacji RDW (2000) oraz DWP (2006) uznano, że informacja o ich obecności jest względnie istotniejsza. Pełne wizualne odślonięcie zarówno warstwy *stopień podatności*, jak i innych warstw informacyjnych, możliwe jest jednak w wielowarstwowej elektronicznej wersji *Mapy* (plik w formacie „pdf”), dołączonej na płycie CD do wersji drukowanej.

Tabela 3. Wydzielenia użytkowania terenu dla potrzeb programu CORINE Land Cover 2006 (Baza Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, stan na 2006 rok)

Poziom 1	Poziom 2	Poziom 3
1. Tereny zantropogenizowane	1.1. Strefy zurbanizowane	1.1.1. Zabudowa zwarta
		1.1.2. Zabudowa luźna
	1.2. Strefy przemysłowe, handlowe i komunikacyjne	1.2.1. Strefy przemysłowe lub handlowe
		1.2.2. Tereny komunikacyjne i związane z komunikacją
		1.2.3. Porty
		1.2.4. Lotniska
	1.3. Kopalnie, wyrobiska i budowy	1.3.1. Miejsca eksploatacji odkrywkowej
		1.3.2. Zwałowiska i hałdy
		1.3.3. Budowy
	1.4. Zantropogenizowane tereny zielone (nieużytkowane rolniczo)	1.4.1. Miejskie tereny zielone
		1.4.2. Tereny sportowe i wypoczynkowe
	2. Tereny rolne	2.1. Grunty orne
2.1.2. Grunty orne ciągle nawadniane		
2.1.3. Ryżowiska		
2.2. Uprawy trwałe		2.2.1. Winnice
		2.2.2. Sady i plantacje
		2.2.3. Gaje oliwne
2.3. Łąki		2.3.1. Łąki
2.4. Strefy upraw mieszanych		2.4.1. Uprawy jednoroczne występujące z uprawami trwałymi
		2.4.2. Złożone systemy upraw i działek
		2.4.3. Tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej
	2.4.4. Tereny rolniczo-leśne	
3. Lasy i ekosystemy seminaturalne	3.1. Lasy	3.1.1. Lasy liściaste
		3.1.2. Lasy iglaste
		3.1.3. Lasy mieszane
	3.2. Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	3.2.1. Murawy i pastwiska naturalne
		3.2.2. Wrzosowiska i zakrzaczenia
		3.2.3. Roślinność sucholubna (śródziemnomorska)
		3.2.4. Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian
	3.3. Tereny otwarte, pozbawione roślinności lub o rzadkim pokryciu roślinnym	3.3.1. Plaże, wydmy, piaski
		3.3.2. Odsłonięte skały
		3.3.3. Roślinność rozproszona
3.3.4. Pogorzeliska		
3.3.5. Lodowce i wieczne śniegi		
4. Strefy podmokłe	4.1. Śródlądowe strefy podmokłe	4.1.1. Bagna śródlądowe
		4.1.2. Torfowiska
	4.2. Przybrzeżne strefy podmokłe	4.2.1. Bagna słone (solniska)
4.2.2. Saliny		
4.2.3. Osuchy		
5. Tereny wodne	5.1. Wody kontynentalne	5.1.1. Cieki
		5.1.2. Zbiorniki wodne
	5.2. Wody morskie	5.2.1. Laguny przybrzeżne
		5.2.2. Estuaria

Strefy ryzyka zmian stanu ilościowego jakościowego wód podziemnych i powierzchniowych pod wpływem ich wzajemnego oddziaływania

	<p>Odcinki rzek o charakterze infiltrującym (tzn. zasilające wody podziemne) występującym:</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ w warunkach naturalnych, ■ w rejonie ujęć brzegowych, ■ w obszarach lejów depresji dużych ujęć wód podziemnych, ■ w obszarach lejów depresji odwodnień górniczych.
	<p>Zgeneralizowany zasięg wpływu intensywnej eksploatacji wód podziemnych w głównych użytkowych poziomach wodonośnych spowodowanej:</p> <ul style="list-style-type: none"> ■ odwadnianiem górniczym (Górny Śląsk, kopalnie węgla brunatnego, Legnicko-Głogowski Okręg Miedziowy i inne); ■ zespołami dużych ujęć wód (Mosina koło Poznania, Reda koło Gdyni i inne). <p>Zasięgi lejów depresji według <i>Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000</i> opracowywanej przez PIG w latach 1995–2004. W niektórych rejonach, np. w rejonie KWB Konin, zasięg ten jest już częściowo zmieniony. Aktualne zasięgi lejów depresji będą dostępne po 2012 r. od Państwowej Służby Hydrogeologicznej — PSH (www.psh.gov.pl).</p> <p>Zasięgi lejów depresji wskazują obszary, w których pierwotne warunki hydrogeologiczne zostały w przeszłości zmienione poprzez intensywny pobór wód podziemnych. Po zakończeniu wydobywania kopalni nastąpi w obszarach odwodnień górniczych powrót obecnych warunków hydrogeologicznych do warunków naturalnych (pierwotnych), dla których obliczona jest naturalna podatność płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie widoczna na <i>Mapie</i>. W konsekwencji zarówno aktualne, jak i przyszłe warunki hydrogeologiczne są dynamiczne. Ocena warunków hydrogeologicznych wymaga więc w tych obszarach zastosowania skali szczegółowej 1:50 000 i będzie realizowana przez PSH.</p>
	<p>Duże kopalnie odkrywkowe wywołujące głębokie przekształcenia naturalnych (pierwotnych) warunków hydrogeologicznych</p>

Na *Mapie* zaznaczono leje depresyjne powstałe w wyniku odwodnień górniczych i eksploatacji ujęć. Dodatkowo zaznaczono obszar dużych górniczych odkrywek terenu, gdzie fizycznie został usunięty nadkład poziomu wodonośnego. Leje depresyjne wyznaczono w obrębie głównych użytkowych poziomów wodonośnych na MhP-GUPW w skali 1:50 000 oraz w obrębie pierwszego poziomu wodonośnego na MhP-PPW w skali 1:50 000.






W obszarach lejów depresyjnych podana na *Mapie* naturalna podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie mogła ulec zmianie, ponieważ w wyniku obniżenia zwierciadła wody nastąpiło zwiększenie miąższości strefy aeracji, co wydłuża czas

przeziąkania i tym samym zmniejsza stopień podatności na zanieczyszczenie. Po zakończeniu odwadniania nastąpi jednak stopniowy powrót do warunków naturalnych, dla których obliczona jest naturalna podatność płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie widoczna na *Mapie*. W leju depresji wzrastają gradienty przepływu lateralnego co skraca czasy wskazywane na *Mapie* przy symbolu strzałek i w konsekwencji wzrasta zagrożenie wynikające z przepływu lateralnego. Ponieważ rozpoznanie w skali przeglądowej nie może tych kwestii uwzględnić precyzyjnie, w obszarze lejów depresji nie określano czasu przepływu lateralnego. Zasięgi wskazanych na *Mapie* lejów depresyjnych należy więc traktować jako informację, że w tych obszarach ocena aktualnej podatności czy zagrożenia wód podziemnych wymaga rozpoznaniu w skali szczegółowej 1:50 000 i większej.

Klasy jakości wód podziemnych ocenione na podstawie zawartości azotanów

Na *Mapie wrażliwości wód podziemnych* można także wskazać ich aktualny stan jakości. Z tego względu na planszy 1 pokazano przykładowo stan jakości wód podziemnych pod względem stężenia azotanów (NO_3). Jako wskaźnik jakości wód wybrano azotany, ponieważ są obecnie najistotniejszym związkiem przemieszczającym się do wód podziemnych w wyniku obecności wielu ognisk zanieczyszczeń — punktowych, rozproszonych, jak i wielkopowierzchniowych. Klasa jakości wód podziemnych zobrażowana jest punktowo w postaci symboli graficznych, na podstawie danych z monitoringu wód podziemnych (tab. 4).

Tabela 4. Punktowa zawartość azotanów w płytkich wodach podziemnych (stan na lata 1993–2008)

Oznaczenie	Zawartość NO_3 [mg/dm^3]	Klasa jakości
	<10	I
	10–25	II
	25–50	III
	50–100	IV
	>100	V

Dla obszaru testowego przykładową gęstość punktów ilustruje rysunek 7. Oceny klas jakości wód podziemnych pod względem stężenia azotanów dokonano dla stanu z lat 1993–2008, zgodnie z klasyfikacją obowiązującą w 2008 r. (Rozporządzenie MŚ, 2008). W przyszłości na tego typu mapach mogą być przedstawiane również inne wskaźniki jakości wód podziemnych, w zależności od założonego wariantu oceny zagrożenia wód podziemnych.

Należy zwrócić uwagę, że zawartość azotanów widoczna na *Mapie*, często w określonych rejonach nie pokrywa się ściśle, i nie musi się pokrywać, z obliczonym stopniem

podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Przykładowo, na obszarach, gdzie występują wody podziemne charakteryzujące się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie, może nie występować intensywne nawożenie azotem. W konsekwencji jakość wody pozostanie dobra, co jest zobrazowane kolorem zielonym i odpowiednim symbolem. Pełną ocenę można jednak uzyskać dopiero na podstawie mapy prezentującej rozwiązanie scenariusza zagrożenia wód podziemnych, przygotowanego dla zanieczyszczenia azotanami (rozdz. 9).

Zaprezentowane na *Mapie* wyniki monitoringu są pojedynczymi wartościami uzyskanymi w różnym czasie (lata 1993–2008). W ocenie autorów są one reprezentatywne dla generalnego obrazu obecnego stanu zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami. Jednak przy ogólniejszej regionalnej interpretacji zmienności przestrzennej, opartej na wskazanych punktowych wartościach stężeń azotanów, należy zachować dużą ostrożność, gdyż poza wskazanymi otworami obserwacyjnymi, stężenia tego wskaźnika mogą być mniejsze, jak i dużo większe. Widoczna zmienność zawartości azotanów jest duża, nie tylko ze względu na zróżnicowanie przestrzenne wynikające ze zmienności dawek nawożenia. Wyniki monitoringu są również zmienne ze względu na opóźnienie czasowe, wynikające z czasu migracji azotanów z powierzchni terenu do wód podziemnych. W przybliżeniu długość opóźnienia oddaje czas MRT, wynoszący średnio kilkanaście do dwudziestu kilku lat. W wyniku tego, bardziej spójny obraz uzyskuje się, kiedy stężenie azotanów w punktach monitoringu zostaje porównane z wielkością dawek nawożenia z okresu infiltracji wód opadowych do gruntu — określonego na podstawie „wieku” wody (rys. 3).

Główne aglomeracje miejskie o silnie zmienionych warunkach naturalnych

	Miasta wojewódzkie
	Miasta powiatowe

Główne aglomeracje miejskie, zazwyczaj wojewódzkie, jak i miasta powiatowe traktowane są na *Mapie* jako obszary, w obrębie których bardziej wiarygodna ocena naturalnej podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie wymaga analizy w skali szczegółowej, tzn. 1:50 000 lub większej. Wynika to głównie z faktu, iż głębokość od powierzchni terenu do zwierciadła wód podziemnych oraz wielkość zasilania wodą pochodzącą z infiltracji opadów na tych obszarach nie są dobrze znane. Aktualna rzeczywista głębokość do zwierciadła wód podziemnych może być inna, niż przyjęta do obliczeń wartość pierwotna, ze względu na wyrównywanie terenu, wykopy czy nasypy antropogeniczne.

Treść planszy 1 uzupełniają wybrane elementy z warstw tematycznych udostępnionych w wersji cyfrowej:

- *Mapa Podziału Hydrograficznego Polski (MPHP)* wykonana na zlecenie Ministerstwa Środowiska przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, ESRI Polska oraz *NEOKART GIS* — udostępniona przez Biuro Gospodarki Wodnej (obecnie Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej). Na *Mapie wrażliwości*, z uwagi na jej czytelność, zamieszczono tylko te rzeki, których zlewnie mają powierzchnię o wielkości ponad 100 km². W trakcie realizacji *Mapy wrażliwości* jako mapę *quasi* referencyjną wybrano MPHP, gdyż dorzecza oraz zlewnie rzek są najistotniejszymi elementami implementacji RDW (2000). MPHP została opracowana na podstawie *Komputerowej mapy podziału hydrograficznego Polski* w 2007 r.;
- Warstwa tematyczna „granice obszarów dorzeczy i regionów wodnych” powstała w oparciu o wyniki pracy *Weryfikacja, integracja danych oraz numeryczne i opisowe określenie przebiegu granic obszaru dorzeczy i regionów wodnych* — udostępniona została przez Biuro Gospodarki Wodnej (obecnie Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej);
- *Mapa zagospodarowania przestrzennego Polski* — zakupiona w Instytucie Geodezji i Kartografii w Warszawie w 2003 r.

5.2. Treść planszy 2: Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP)

Główne Zbiorniki Wód Podziemnych (GZWP) zawierają słodkie, tzn. niezmineralizowane wody podziemne, wymagające szczególnej ochrony (Kleczkowski i in., 1990a). Za GZWP uznano zbiorniki spełniające następujące kryteria: wydajność potencjalna studni powyżej 70 m³ wody/h, wydajność ujęcia powyżej 10 000 m³ wody/dobę, przewodność hydrauliczna powyżej 10 m²/h, klasa wód I według przepisów obowiązujących w 1990 r. Według Rozporządzenia MŚ (2008) odpowiada to wodom podziemnym I (bardzo dobrej) i II (dobrej) klasy jakości. Klasa I obejmuje wody, które jako surowiec dla wody przeznaczonej do spożycia albo nie wymagają uzdatnienia, albo mogą być uzdatniane w nieskomplikowany sposób. W obszarach deficytowych w wodę zastosowano indywidualne kryteria ilościowe, niższe niż podstawowe, ale pozwalające wydzielić zbiorniki o znaczeniu praktycznym w obszarach o niekorzystnych warunkach hydrogeologicznych.

Plansza 2 zawiera zasięgi GZWP i ich obszarów ochronnych udokumentowanych w skali szczegółowej 1:50 000 według stanu koniec 2009 r. (Herbich i in., 2009; Witczak i in., 2010). Zawiera również zasięgi GZWP i ich obszarów ochronnych nieudokumentowanych szczegółowo, udostępnione przez Dyrektora Państwowego Instytutu Geologicznego — Państwowego Instytutu Badawczego ds. Państwowej Służby Hydro-

geologicznej, w postaci mapy cyfrowej (Skrzypczyk i in., 2009). Mapa ta została opracowana na podstawie pierwotnej *Mapy obszarów ochronnych GZWP* (Kleczkowski i in., 1990a), z wyjątkami wynikłymi z procedury waloryzacji GZWP (Paczyński i in., 2003).

Plansza 2 zawiera następujące główne elementy kartograficzne:

Obszary ochronne GZWP

Na planszy pokazano zasięg GZWP i ich obszarów ochronnych. Obszary ochronne zbiorników wód podziemnych stanowią tereny, na których powinny obowiązywać po zatwierdzeniu, zakazy, nakazy oraz ograniczenia w zakresie użytkowania gruntów lub korzystania z wody w celu ochrony zasobów tych wód przed degradacją (rozdz. 8).

Zamieszczany na planszy 2 symbol „R” przy niektórych obszarach ochronnych GZWP oznacza własną opinię i sugestię autorów *Mapy*, dotyczącą rewizji i ewentualnej modyfikacji pokazanych na tej planszy obszarów ochronnych. Treść pokazana na planszy może być materiałem pomocniczym do przygotowania projektu opracowania dokumentacji szczegółowej. Chodzi to o relację określonego na planszy stopnia podatności wód podziemnych pierwszej warstwy wodonośnej w odniesieniu do pierwotnie wyznaczonych obszarów ochronnych (Kleczkowski i in., 1990a).

Możliwe są tu następujące przypadki:



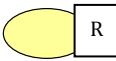

- W wyznaczonym obszarze ochronnym GZWP znajdują się strefy, w których czas MRT do pierwszej warstwy wodonośnej jest dłuższy niż 25 lat, czyli wody podziemne charakteryzują się średnią, małą lub bardzo małą podatnością na zanieczyszczenie.

Jest to wskazanie o możliwości wyłączenia takich rejonów z już określonych obszarów ochronnych GZWP, oczywiście poprzez przeprowadzenie badań i analiz w szczegółowej skali 1:50 000. Zgodnie z Prawem geologiczno-górnictwem jest to bowiem możliwe tylko przez przygotowanie odpowiedniej dokumentacji w takiej skali. Ewentualnie możliwe jest też wskazanie co do rozważenia możliwości ograniczenia niektórych rygorów (nakazów, zakazów) odnośnie ochrony wód podziemnych tych w rejonach. Dotyczy to np. GZWP nr 139, 305, 316, 335, 336, 338, 405, 406 czy 422.

- Strefy wód podziemnych pierwszej warstwy wodonośnej, których podatność na zanieczyszczenie jest bardzo duża lub duża, tzn. czas MRT jest krótszy niż 25 lat, znajdują się w granicach GZWP występujących głębiej pod powierzchnią terenu i w konsekwencji częściowo izolowanych.

Sytuacja ta dotyczy m.in. zbiorników wodonośnych w dolinach kopalnych (Q_K), przykładowo GZWP 144 Wielkopolska Dolina Kopalna (por. rozdz. 7.3), GZWP 139 czy 145, a także zbiorników międzymorenowych (Q_M), przykładowo GZWP 118, 123, 125, 207, 208, 214, 328, 331 czy 210. GZWP 210 ma co

prawda obszar ochronny wyznaczony według nowszej dokumentacji, czyli w skali 1:50 000, chociaż jeszcze nie według aktualnie obowiązujących zasad realizacji dokumentacji szczegółowych.

	Obszar ochronny GZWP
	Strefa płytkich wód podziemnych o średniej, małej lub bardzo małej podatności na zanieczyszczenie wyznaczonych na Planszy 1, w granicach obszaru ochronnego GZWP
	Obszar ochronny GZWP, który według autorów <i>Mapy</i> wymaga rewizji/modyfikacji
	Obszar GZWP o charakterze izolowanym; w tym obszarze nie podaje się charakterystyki podatności wód podziemnych
















W ramach realizowanego obecnie *Programu wyznaczania obszarów ochronnych głównych zbiorników wód podziemnych dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy* (Herbich i in., 2009), zgodnie z przyjętym harmonogramem dokumentacji szczegółowe 44 zbiorników powinny być przyjęte przez Ministra Środowiska do końca 2011 roku (zał. 1). Wśród nich jest 15 weryfikowanych dokumentacji GZWP, które już kiedyś wykonano w skali szczegółowej. Pozostałe 29 dokumentacji wykonywanych jest zgodnie z nowymi, szczegółowymi wytycznymi (Herbich i in., 2009). W przypadku weryfikowanych dokumentacji zmiany granic wprowadzane są tylko w części zbiorników, korekcie ulegają zazwyczaj zasięgi obszarów ochronnych. W przypadku nowo dokumentowanych GZWP, praktycznie wszystkie mają korekty granic i zasięgów obszarów ochronnych, w stosunku do wyznaczonych w skali przeglądowej 1:500 000 (Kleczkowski i in., 1990a).

W latach 2011–2015 planowane jest opracowanie dokumentacji warunków hydrogeologicznych pozostałych nieudokumentowanych zbiorników, z wyjątkiem GZWP 215 *Niecka Mazowiecka* wraz z jej częścią centralną, tj. GZWP 215A. W trakcie szczegółowego dokumentowania poszczególnych zbiorników, przedstawiony na *Mapie* przebieg granic oraz zasięgi obszarów ochronnych mogą ulec zmianie.

Czas lateralnej migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych w obrębie GZWP jako wskaźnik szybkości wymiany wód podziemnych w zbiorniku

Oznaczenie i wartość średniego czasu migracji [lata]	Czas migracji na drodze 3 km (długość strzałki) [lata]	Prędkość rzeczywista przepływu wód podziemnych [m/rok]	Charakter migracji
<u>10</u> →	<10	>300	bardzo szybka
<u>20</u> →	10–30	100–300	szybka
<u>50</u> →	30–100	30–100	średnio szybka
<u>200</u> →	100–300	10–30	wolna
<u>400</u> →	>300	< 10	bardzo wolna

Stan chemiczny wód podziemnych w GZWP w latach 1993–2008

A ¹⁾	B ¹⁾	C ¹⁾	Stan chemiczny ²⁾	Klasa ²⁾	Opis ogólny ²⁾
			dobry	I	wody bardzo dobrej jakości, naturalny skład chemiczny wód
			dobry	II	wody dobrej jakości, naturalny skład chemiczny wód, lub bardzo słabe oddziaływania antropogeniczne
			dobry	III	wody zadowalającej jakości, naturalny skład chemiczny wód ze słabym oddziaływaniem antropogenicznymi
			słaby	IV	wody niezadowalającej jakości, większość wskaźników jakości podwyższona w wyniku wyraźnych oddziaływań antropogenicznych
			słaby	V	wody złej jakości, zanieczyszczone antropogenicznie i/lub geogenicznie




1) Symbole grupy A reprezentują badania w sieci krajowej Państwowego Monitoringu Środowiska, symbole grupy B reprezentują badania w sieciach regionalnych, symbole grupy C reprezentują badania w innych punktach badawczych;

2) Klasy jakości wód podziemnych według klasyfikacji obowiązującej w 2008 r. (Rozporządzenie MŚ, 2008)




Granice wydzielonych GZWP

Granice GZWP pokazane są jako linie uzupełnione symbolami dla oznaczenia charakteru ośrodka hydrogeologicznego, jego wieku i genezy.

Zbiorniki nieudokumentowane, granice według *Mapy obszarów GZWP w Polsce wymagających szczególnej ochrony, skala 1:500 000* wg Kleczkowskiego i in. (1990a)


	GZWP w ośrodku porowym
	GZWP w ośrodku szczelinowo-porowym
	GZWP w ośrodku szczelinowo-krasowym

Zbiorniki udokumentowane, granice określone w wyniku szczegółowego udokumentowania w skali 1:50 000

	GZWP w ośrodku porowym
	GZWP w ośrodku szczelinowo-porowym
	GZWP w ośrodku szczelinowo-krasowym

Jednolite Części Wód Podziemnych — JCWPd

Wdrażając Ramową Dyrektywę Wodną (2000) wyznaczono nowe jednostki hydrogeologiczne o angielskiej nazwie *ground water bodies*, w Polsce nazywane Jednolitymi Częściami Wód Podziemnych (JCWPd). Na planszy 2 pokazano podział kraju na 172 JCWPd (Nowicki i in., 2009). Są to jednostki zlewniowe o charakterze wielopoziomym, obejmujące zarówno wody płytkie, jak i głębokie. *Mapę JCWPd* udostępnił w wersji cyfrowej Dyrektor Państwowego Instytutu Geologicznego — Państwowego Instytutu Badawczego ds. Państwowej Służby Hydrogeologicznej.

	135 — numer JCWPd
---	-------------------

6. Metodyka realizacji treści Mapy

6.1. Sposób realizacji planszy 1:

Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenia z powierzchni terenu

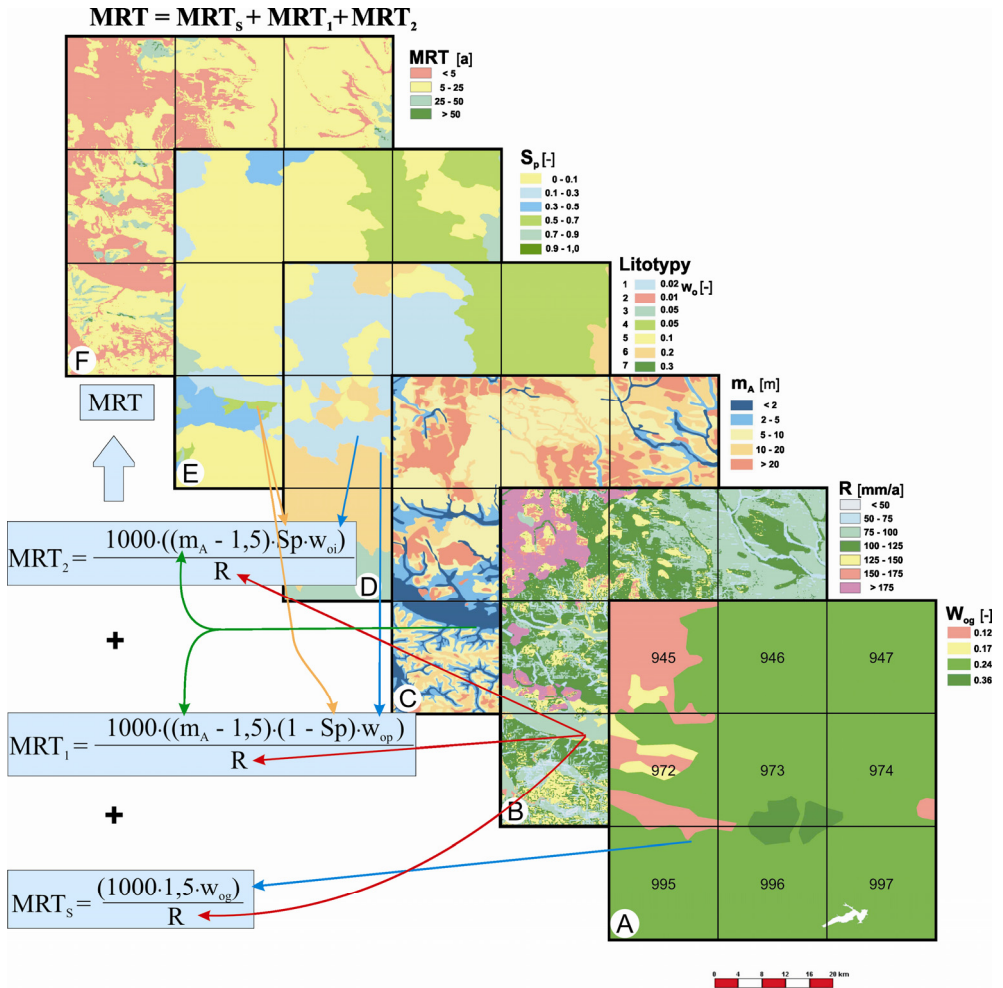
6.1.1. Główna warstwa informacyjna planszy 1 — klasy podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie

Klasy podatności oceniono na podstawie średniego czasu wymiany połowej pojemności wodnej (wilgotność objętościowa) gleb i skał strefy aeracji przez infiltrujące wody opadowe. Średni czas wymiany wody lub inaczej przebywania (*Mean Residence Time* — MRT) oznacza praktycznie czas migracji zanieczyszczeń konserwatywnych rozpuszczonych w wodzie, z powierzchni terenu do pierwszej warstwy wodonośnej. Określenie czasu wymiany jako średniego, oznacza jego wyznaczenie w pewnym obszarze z przyjęciem do obliczeń uśrednionych wartości czynników wpływających na ten czas. Oznacza więc ocenę obszarową, a nie punktową. Czas wymiany wody jest podstawą klasyfikacji podatności płytkich wód podziemnych na zanieczyszczenie (tab. 1). Czas ten wynika z pojemności retencyjnej gleb i skał strefy aeracji i powoduje:

- określone opóźnienie migracji zanieczyszczeń konserwatywnych do warstwy wodonośnej;
- stwarza możliwość przebiegu procesów samooczyszczania się wód z migrujących zanieczyszczeń niekonserwatywnych.

Czas przebywania ocenia się, przyjmując wymianę całości wody zawartej w skale, czyli zarówno w porach aktywnych w przepływie wody, jak i w porach matrycy skalnej nieaktywnych w przepływie wody. Jest to uzasadnione możliwością dyfuzyjnego przemieszczania (migracji) substancji rozpuszczonych w wodzie, z przestrzeni porów aktywnych do porów matrycy skalnej.

Czas podany na *Mapie* dotyczy wymiany w naturalnym cyklu hydrologicznym przy założeniu średniej infiltracji rocznej. W przypadku punktowych zrzutów wody, np. wylewisko ścieków, nieszczelne zbiorniki na ścieki itp., intensywność infiltracji jest wielokrotnie większa od pochodzącej z opadów atmosferycznych. Czas wymiany wody ulega wtedy znacznemu skróceniu, co należy uwzględnić na mapach scenariuszowych oceniających ryzyko zanieczyszczenia wód podziemnych ze strony istniejących ognisk zanieczyszczeń, wykonywanych już poza zakresem niniejszego opracowania. Ponieważ mapy te są pochodnymi map naturalnej podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie, nie są przedmiotem niniejszej pracy.



Rysunek 8. Sekwencja warstw informacyjnych niezbędnych do wyznaczenia klas podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie; przykładowy teren jest obszarem 9 arkuszy MhP 1:50 000 (945 — numer arkusza). Kolejność idąc od dołu: A — Mapa pojemności wodnej profilu glebowego; B — Mapa infiltracji efektywnej; C — Mapa głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej przyjęta jako miąższość profilu strefy aeracji; D — Mapa dominujących litotypów skał profilu strefy aeracji; E — Mapa udziału utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji; F — Mapa wynikowa ukształtowana zgodnie z algorytmem

Algorytm oceny podatności na podstawie informacji wskazanych na rys. 8 ma postać:

$$MRT = MRT_s + MRT_1 + MRT_2 \quad (2)$$

gdzie:

MRT — całkowity średni czas wymiany wilgotności objętościowej (polowej pojemności wodnej) gleb i skał strefy aeracji przez infiltrujące wody opadowe [lata];

MRT_S — czas wymiany wilgotności objętościowej (polowej pojemności wodnej) profilu glebowego [lata];

MRT_1 — czas wymiany wilgotności objętościowej (polowej pojemności wodnej) skał przepuszczalnych strefy aeracji [lata];

MRT_2 — czas wymiany wilgotności objętościowej (polowej pojemności wodnej) skał słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji [lata].

Przy czym:

$$MRT_S = \frac{(1000 \cdot 1,5 \cdot w_{og})}{R} \quad (3)$$

$$MRT_1 = \frac{1000 \cdot ((m_A - 1,5) \cdot (1 - Sp) \cdot w_{op})}{R} \quad (4)$$

$$MRT_2 = \frac{1000 \cdot ((m_A - 1,5) \cdot Sp \cdot w_{oi})}{R} \quad (5)$$

gdzie:

w_{og} , w_{op} , w_{oi} — wilgotność objętościowa (pojemność wodna) odpowiednio:

- profilu glebowego w_{og} [ułamek objętościowy] przyjęto wg tabeli 5; miąższość profilu glebowego przyjęto jako 1,5 m, gdyż taką miąższość uwzględniano na mapach glebowych; zapis $(1000 \cdot 1,5)$ oznacza przeliczenie miąższości profilu glebowego z metrów na milimetry w celu uzgodnienia jednostek;
- skał przepuszczalnych w_{op} i słaboprzepuszczalnych w_{oi} występujących w strefie aeracji poniżej profilu glebowego; wilgotności w_{op} oraz w_{oi} przyjęto wg tabeli 9;

R — wielkość infiltracji efektywnej opadów oceniona metodą infiltracyjną [mm/rok];

m_A — głębokość do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej przyjęta jako miąższość profilu strefy aeracji [m], wg danych z *Mapy hydrogeologicznej Polski 1:300 000*; we wzorach zapis $(m_A - 1,5)$ oznacza odjęcie 1,5 m profilu glebowego od całkowitej głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej;

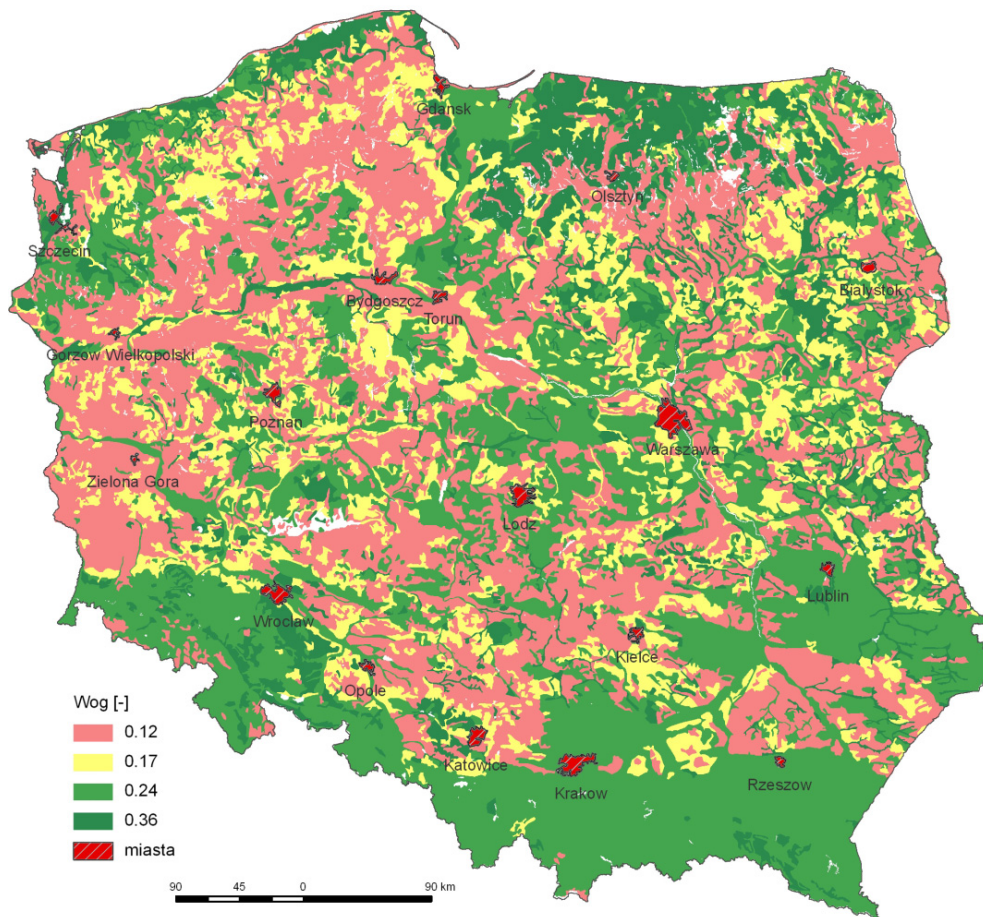
Sp — udział utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji [—].

Obliczeń dokonano dla obszaru całej Polski z podziałem na bloki o wymiarach 100×100 m czyli 1 hektar. Daje to wystarczająco dobrą rozdzielczość dla przedstawienia wyników w skali 1:500 000, wtedy elementarne pole obliczeniowe ma wymiar $0,2 \times 0,2$ mm.

6.1.2. Pomocnicze warstwy informacyjne do oceny klas podatności płytkich wód podziemnych

i. Pojemność wodna profilu glebowego

Mapę pojemności wodnej profilu glebowego (w_{og}) opracowano na podstawie cyfrowej Mapy glebowej Polski 1:500 000 wykonanej przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa — IUNG w Puławach. Zakupiona oryginalna Mapa glebowa (IUNG, 1992) posiada szereg warstw informacyjnych, które wykorzystano do wykonania Mapy pojemności wodnej profilu glebowego (rys. 9).



Rysunek 9. Mapa pojemności wodnej profilu glebowego (w_{og}); mapa wykonana przez agregację danych zawartych na cyfrowej Mapie glebowej Polski (IUNG, 1992)

Pojemności wodne charakterystyczne dla przyjętych kategorii gleb oraz ich zdolności ochronne zestawiono w tabeli 5. Zdolności ochronne wyrażone są poprzez przybliżo-

ny czas wymiany wody w profilu glebowym o miąższości jednego metra (t_{g1m}). Należy przy tym zwrócić uwagę na różnice terminologii stosowanej w gleboznawstwie i w hydrogeologii. W gleboznawstwie używa się tzw. polowej pojemności wodnej, oznaczającej praktycznie to samo, co w hydrogeologii nazywane jest naturalną wilgotnością objętościową gruntów. W niniejszej pracy dla uniknięcia nieporozumień używane są oba określenia jednocześnie, z których jedno podawane jest w nawiasie.

Tabela 5. Pojemności wodne charakterystyczne dla przyjętych kategorii gleb i ich zdolności ochronne

Zdolność ochronna gleby	Kategoria gleby	Grupa granulometryczna [wg klasyfikacji glebowej]	Pojemność wodna ¹⁾ w_{og} [ułamek obję.]	Przybliżony czas wymiany wody w 1 m profilu glebowego ²⁾ t_{g1m} [lata]
bardzo słaba	bardzo lekka	Piasek: luźny, luźny pylasty, słabo gliniasty i pylasty	0,12	1,2
słaba	lekka	Piasek: gliniasty lekki, pylasty mocny i pylasty, pył piaszczysty	0,17	1,7
średnia	średnia	Gлина lekka i pylasta oraz pył gliniasty	0,24	2,4
dobra	ciężka	Gлина: średnia i pylasta, ciężka i pylasta, pył ilasty oraz il pylasty	0,36	3,6

¹⁾ przyjęto uśrednioną wartość polowej pojemności wodnej (wilgotności objętościowej)

²⁾ przybliżony czas wymiany wody podany w tabeli został obliczony dla średniej infiltracji efektywnej równej 100 mm/rok i założeniu modelu wypierania tłokowego

Klasyfikację wydzielen z cyfrowej *Mapy glebowej* IUNG do poszczególnych klas zdolności ochronnych gleb przeprowadzono według zapisu w Rozporządzeniu MŚ (2002a). Według tego Rozporządzenia, zdolności ochronne profilu glebowego wynikają z kategorii gleby, do której klasyfikuje się gleby wg ich składu granulometrycznego (tab. 6). Na mapach glebowych IUNG skład granulometryczny jest podstawą do wydzielenia gatunku gleby. Istnieją jednak rodzaje gleb, dla których nie ocenia się składu granulometrycznego. Chodzi tu przede wszystkim o gleby hydrogeniczne (tj. gleby torfowe, gleby murszowe, gleby mułowo-bagiennie) oraz gleby wytworzone ze skał masywnych, głównie rędziny. W ograniczonym zakresie podany jest skład granulometryczny mad rzecznych. Biorąc pod uwagę uwarunkowania podane w objaśnieniach pod tabelą 6, te rodzaje gleb przypisano kategoriom o określonej zdolności ochronnej.

Tabela 6. Zdolności ochronne gleb przyporządkowane ich odpowiednim rodzajom i gatunkom

Zdolność ochronna gleby	Kategoria gleby	Rodzaje i gatunki gleb
bardzo słaba	bardzo lekka	gleby żwirowe (ż), piaski luźne (pl), piaski słabogliniaste (ps), gleby skaliste (sk), gleby szkieletowe (sz), gleby piaszczyste (p)
słaba	lekka	piaski gliniaste (pg); piaski słabogliniaste i gliniaste (pgs), rędziny trzeciorzędowe (Rtr) ¹⁾ , rędziny jurajskie (Rj) ¹⁾ , rędziny starszych formacji geologicznych (Rs) ¹⁾ , Rędziny gipsowe (Rg) ¹⁾ , mady piaszczyste (Fp) ²⁾ , gleby murszowe i murszowate (M) ³⁾
średnia	średnia	gleby gliniaste lekkie (gl), gleby pyłowe (płw), gleby lessowe i lessowate (ls), gleby gliniaste (g), gleby pyłowe (pł), rędziny kredowe (Rk) ¹⁾ , mady (F) ²⁾
dobra	ciężka	gleby gliniaste średnie (gs), gleby gliniaste ciężkie (gc), gleby ilaste (ił), torfy (T) ⁴⁾ , gleby mułowo-bagiennie (E)

¹⁾ Rędziny (R) są glebami wapnicowymi wytworzonymi na skałach węglanowych (wapienie, margle, opoki, dolomity) i siarczanowych (gipsy). Formują się także na skałach klastycznych zawierających węglan wapnia. Na mapach glebowo-rolniczych wyróżniano rędziny lekkie, średnie i ciężkie. Na cyfrowej Mapie glebowej rodzaje rędzin określone są na podstawie wieku skały macierzystej (z wyłączeniem rędzin gipsowych). Na podstawie ogólnej charakterystyki rędzin (Dobrzański, Zawadzki red., 1981), rędziny trzeciorzędowe, jurajskie i starszych formacji są na ogół płytkie i szkieletowe, stąd przypisano je do kategorii gleb lekkich. Rędziny kredowe, choć silnie zróżnicowane, są generalnie lepiej wykształcone i tworzą pełniejszy profil. Ponieważ skały macierzyste z których powstały są stosunkowo miękkie, rędziny te cechuje dobre powiązanie próchnicy z silnie rozdrobnionymi częściami mineralnymi i duża pojemność wodna. Dlatego też rędziny kredowe przypisano do kategorii gleb średnich.

²⁾ Mady (F) są silnie zróżnicowanym granulometrycznie typem gleb. Na Mapie glebowej wydzielono jedynie mady piaszczyste i te przypisano do kategorii gleb lekkich, natomiast pozostałe mady (tj. nierozdzielone mady lekkie, średnie i ciężkie) przypisano do kategorii gleb średnich.

³⁾ Gleby murszowe i murszowate (M) powstałe wskutek osuszenia gleb torfowych. Charakteryzują się mniejszą pojemnością wodną niż gleby torfowe. Ulegają kruszeniu i rozdrobnieniu, stąd są bardziej przepuszczalne od gleb torfowych. Gleby te generalnie wykazują słabsze zdolności ochronne niż gleby torfowe, stąd przypisano je do kategorii gleb lekkich.

⁴⁾ Torfy (T) charakteryzują bardzo dużą pojemnością wodną. Ponieważ proces parowania z obszarów torfowych jest bardzo intensywny z powodu bardzo płytkiego zwierciadła wód gruntowych, infiltracja efektywna jest niewielka lub nawet ujemna (deficyt wody). Może to powodować dość długie czasy przesączania wody, pomimo niewielkiej miąższości strefy aeracji. Substancja organiczna stanowiąca torfy posiada silne zdolności sorpcyjne, i to decyduje o zaklasyfikowaniu torfów do kategorii gleb charakteryzujących się dobrymi zdolnościami ochronnymi.

ii. Infiltracja efektywna

Mapę wielkości zasilania wód podziemnych, czyli infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych (R), opracowano z wykorzystaniem metody infiltracyjnej. Metodę tę wybrano po analizie literatury oraz opracowań związanych z oceną zasilania wód podziemnych (m.in. DeVries, Simmers, 2002; Schwartz, 2006; Healy, 2010; Staśko i in., 2010; Herbich i in., 2009; Rodzoch, 2009). Uwzględniono przy tym ograniczenie intensywności infiltracji w obszarach drenażowych o płytkim zaleganiu wód podziemnych (Herbich i in., 2009). Do określenia wielkości zasilania wód podziemnych zastosowano wzór uwzględniający elementy istotnie wpływające na wielkość infiltracji efektywnej opadów:

$$R = P \cdot \alpha \cdot \beta \cdot \gamma \cdot \delta \quad (6)$$

gdzie:

P — wielkość rocznych opadów atmosferycznych [mm/rok];

α — współczynnik infiltracji zależny od rodzaju utworów przypowierzchniowych przyjętych wg mapy geologicznej [-];

β — współczynnik zależny od rodzaju pokrycia i zagospodarowania powierzchni terenu [-];

γ — współczynnik zależny od stopnia nachylenia powierzchni terenu [-];

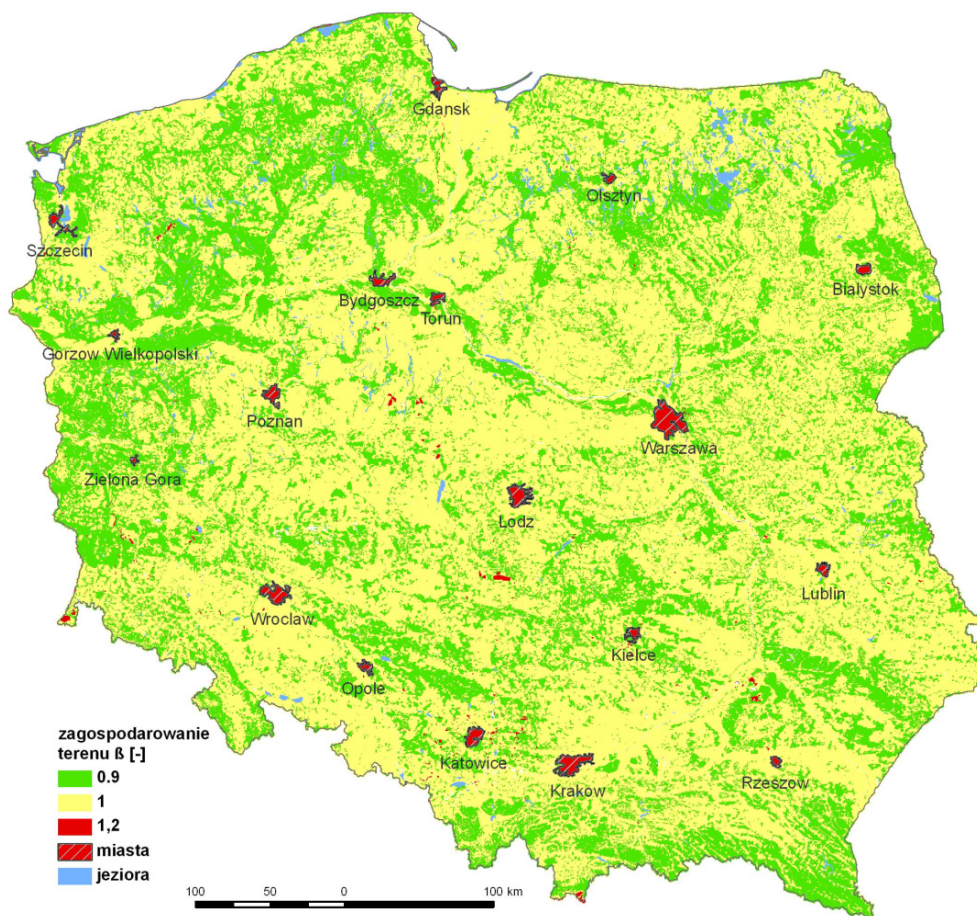
δ — współczynnik zależny od głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych [-].

Podstawowym elementem opracowania mapy infiltracji efektywnej opadów była warstwa informacyjna dotycząca średniej wieloletniej sumy rocznej opadu atmosferycznego (IMGW, 2010). Warstwa ta jest trudna do opracowania ze względu na duże zróżnicowanie przestrzenno-czasowe opadów. Informację bazową o sumach dobowych opadów zaczerpnięto ze standardowej sieci pomiarowej, czyli z deszczomierzy. Oddzielnym problemem jest niewystarczająca jakość bazowych danych źródłowych powodująca, że w wielu ciągach danych znajdują się niejednorodności, które należy wyeliminować. Biorąc pod uwagę możliwie największą liczbę stacji z jednorodnymi ciągami danych, opracowano warstwę informacyjną sumy rocznej opadów atmosferycznych z dziesięciolecia 1993–2002. Wykorzystano dane z 998 stacji synoptycznych, posterunków klimatologicznych oraz posterunków opadowych. Dane te stanowią podstawę dla opracowania mapy rozkładu przestrzennego opadów. Interpolację rozkładu przestrzennego wykonano metodą krigingu resztkowego (*residual kriging*).

Rozkład przestrzenny współczynnika infiltracji α zależnego od rodzaju utworów przypowierzchniowych opracowano na podstawie charakterystyki takich utworów wydzielonych na cyfrowej *Mapie geologicznej Polski* w skali 1:500 000 (Marks i in.

2006), wykonanej w Państwowym Instytucie Geologicznym — Państwowym Instytucie Badawczym. Wydzielenia litologiczne utworów powierzchniowych wyróżnione na cyfrowej *Mapie geologicznej* zgrupowano do 10 klas, dla których przyjęto odpowiednio wskaźniki infiltracji efektywnej opadów.

Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego β zależnego od rodzaju pokrycia powierzchni terenu przedstawia rysunek 10.



Rysunek 10. Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego (β) zależnego od rodzaju zagospodarowania i pokrycia powierzchni terenu, objaśnienia w tekście

Przyjęto trzy wartości tego współczynnika, tj.:

- $\beta = 0,9$ — dla lasów i mokradeł śródlądowych;
- $\beta = 1,0$ — dla terenów zielonych nierolniczych, gruntów uprawnych, upraw trwałych, zróżnicowanych terenów rolniczych, łąk, terenów o zróżnicowanej

roślinności naturalnej, terenów zabudowanych stref przemysłowych, handlowych i związanych z komunikacją;

- $\beta = 1,2$ — dla odsłoniętych powierzchni z ubogą roślinnością i bez roślinności, kopalń odkrywkowych i zwałowisk.

Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego β , zależnego od rodzaju pokrycia powierzchni terenu, opracowano na podstawie bazy danych CLC2006 — CORINE Land Cover (tab. 3). Baza zawiera informacje o użytkowaniu powierzchni terenu w Polsce według stanu na 2006 r. (CLC, 2006). Jednostką odpowiedzialną za realizację projektu CLC2006 w Polsce jest Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, pełniący rolę Krajowego Punktu Kontaktowego ds. współpracy z Europejską Agencją Środowiska (EEA). Bezpośrednim wykonawcą prac jest Instytut Geodezji i Kartografii. Środki finansowe przeznaczone na realizację projektu krajowego CLC2006 pochodziły ze źródeł EEA i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Podstawą projektu są zdjęcia satelitarne wykonane przez satelity IRS i SPOT-4 (Bütner, Kosztra, 2007).

Klasy pokrycia terenu wyróżniane w projekcie CORINE Land Cover są zorganizowane hierarchicznie w trzech poziomach. Pierwszy poziom obejmuje 5 typów pokrycia globu ziemskiego: tereny antropogeniczne, rolnicze, leśne i półpustynne, mokradła oraz wody. Na drugim poziomie wyróżniono 15 form pokrycia terenu, które można przedstawić na mapach w skalach od 1:500 000 do 1:1 000 000. Na poziomie trzecim wyróżniono 44 klasy. Ten poziom szczegółowości wydzieleni jest stosowany w bazach danych pokrycia terenu w Europie. Polska baza danych CLC2006 charakteryzuje się minimalnym obszarem kartowania 25 ha.

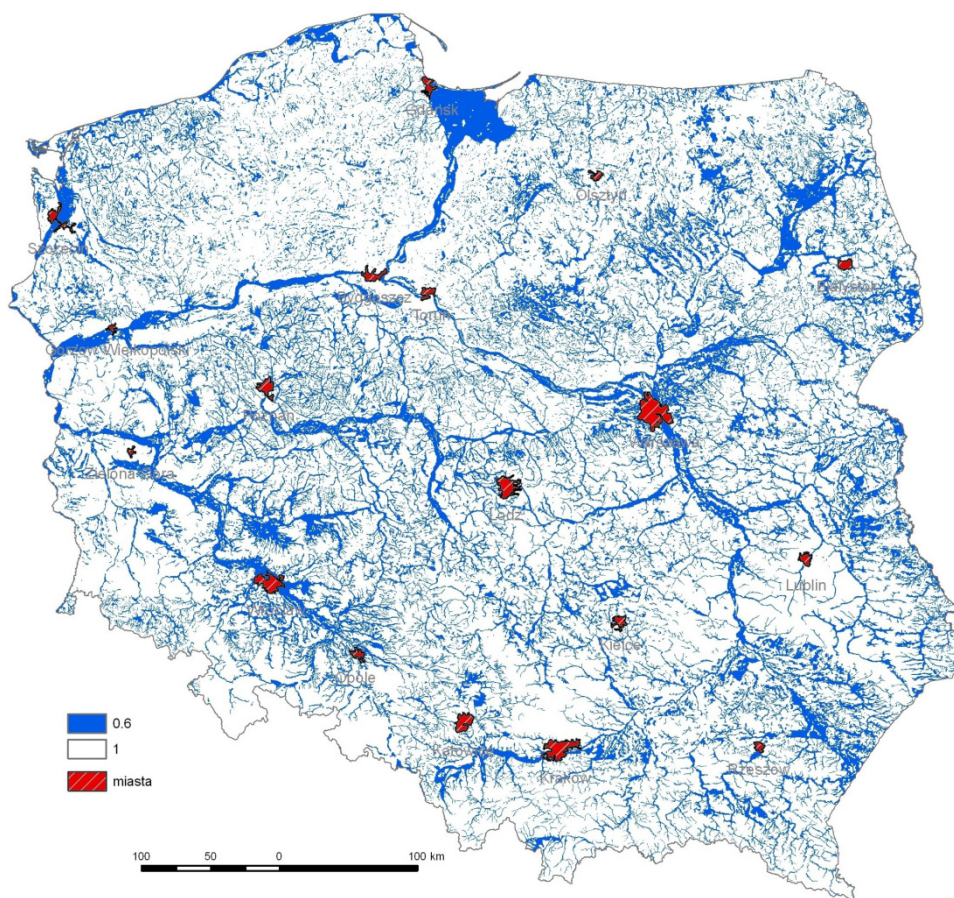
Przyjęto następujące wartości współczynnika korekcyjnego γ zależnego od stopnia nachylenia powierzchni terenu, tj.:

- $\gamma = 1,0$, gdy kąt nachylenia powierzchni jest mniejszy niż $0,5^\circ$;
- $\gamma = 0,95$, gdy kąt nachylenia powierzchni wynosi $0,5-2^\circ$;
- $\gamma = 0,9$, gdy kąt nachylenia powierzchni wynosi $2-4^\circ$;
- $\gamma = 0,8$, gdy kąt nachylenia powierzchni wynosi $4-6^\circ$;
- $\gamma = 0,7$, gdy kąt nachylenia powierzchni wynosi $6-8^\circ$;
- $\gamma = 0,6$, gdy kąt nachylenia powierzchni wynosi $8-10^\circ$;
- $\gamma = 0,5$, gdy kąt nachylenia powierzchni jest większy niż 10° .

Warstwę informacyjną dotyczącą nachylenia powierzchni terenu opracowano na podstawie publicznie dostępnego cyfrowego modelu terenu (DTM), będącego wynikiem radarowej misji topograficznej SRTM (Nering, 2009).

Na modelu SRTM dokładność wyznaczenia wysokości terenu na obszarze Polski kształtuje się w zakresie od 1,0 do 2,7 m, w zależności od lokalizacji (Karwel, Ewiak, 2006).

Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego δ zależnego od głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych przedstawia rysunek 11.



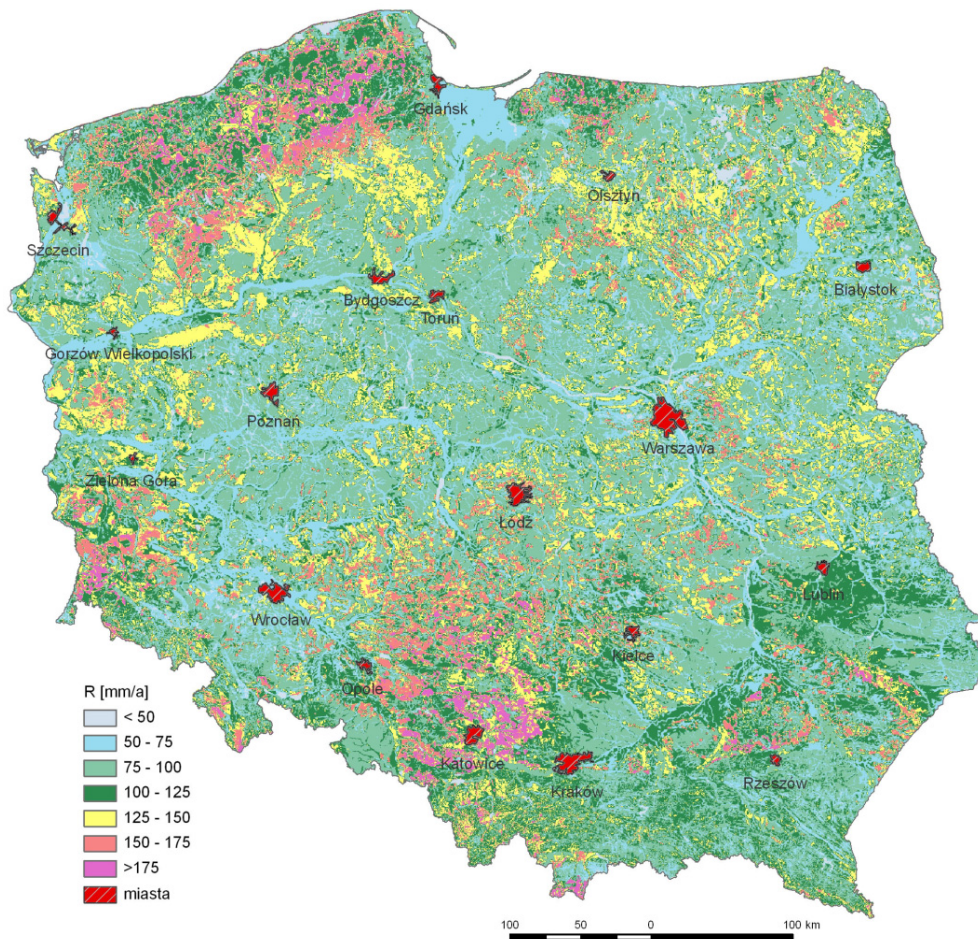
Rysunek 11. Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego (δ) zależnego od głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych, objaśnienia w tekście

Przyjęto dwie wartości tego współczynnika, tj.:

- $\delta = 0,6$, gdy głębokość do zwierciadła wód podziemnych jest mniejsza niż 2 m;
- $\delta = 1,0$, gdy głębokość do zwierciadła wód podziemnych jest większa niż 2 m.

Obszary o odpowiedniej głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych uzyskano na podstawie analogowej *Mapy hydrogeologicznej Polski* w skali 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968).

Wskazane warstwy informacyjne pozwalają na podstawie wzoru (6) określić rozkład przestrzenny średniej wieloletniej infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych (R), co przedstawia rysunek 12.



Rysunek 12. Mapa wielkości infiltracji efektywnej opadów (R) w wieloleciu 1993–2002 [mm/rok]

Ostatecznie uzyskany rozkład zasilania wód podziemnych w wieloleciu 1993–2002 porównano (tab. 7) z wielkością odpływu podziemnego do rzek, określonego metodą hydrologiczną dla wielolecia 1976–2005, w 22 wybranych zlewniowych systemach wodonośnych (Tarka i in., 2009; Staško i in., 2010). Dopasowanie do wartości odpływu podziemnego z obszaru Polski następowało głównie przez modyfikację współczynnika infiltracji zależnego od rodzaju (tj. litologii) utworów przypowierzchniowych.

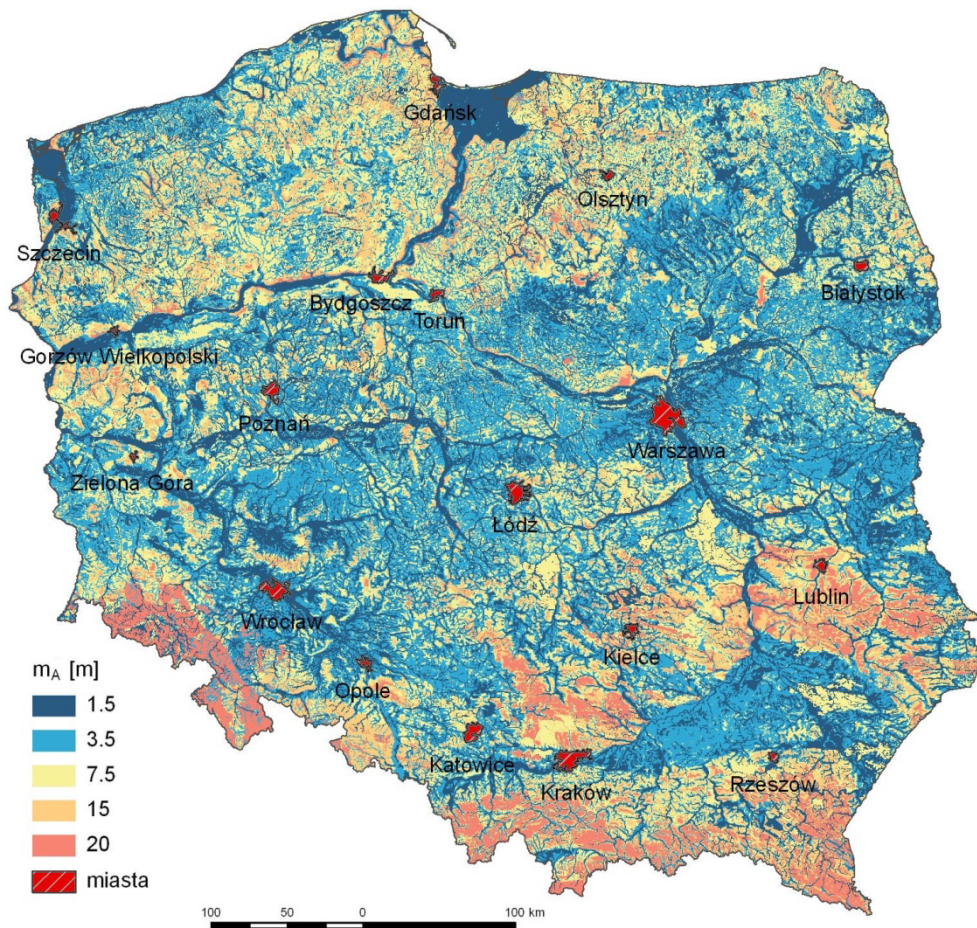
Dla obszaru Polski uzyskano średnie w wieloleciu 1993–2002 całkowite zasilanie wynoszące $31,515 \text{ km}^3/\text{r}$, co daje w przeliczeniu na wysokość słupa wody $102,2 \text{ mm/r}$. Ponieważ wyliczone średnie roczne opady w wieloleciu 1993–2002 wynoszą $653,6 \text{ mm/r}$, stąd uzyskany średni skorygowany wskaźnik infiltracji efektywnej wynosi 16% sumy rocznej opadów.

Tabela 7. Średnia infiltracja efektywna w wieloleciu 1993–2002 i odpływ podziemny w wieloleciu 1976–2005 w wybranych zlewniach

Rzeka	Posterunek	Średni opad P [mm/r]	Średni wskaźnik infiltracji efektywnej $\alpha \cdot \beta \cdot \gamma \cdot \delta$ [bezw.]	Średnia infiltracja efektywna R [mm/r]	Średni odpływ podziemny (Tarka i in., 2009) [mm/r]
Nurzec	Boćki	598,5	0,15	90,5	73,3
Reda	Wejherowo	783,5	0,17	129,6	247,7
Wierzyca	Bożepole Szlacheckie	692,6	0,16	112,5	176,0
Warta	Działoszyn	717,2	0,18	127,4	134,5
Ina	Goleniów	638,3	0,15	92,6	169,4
Skrwa (Prawa)	Parzeń	602,1	0,17	99,2	71,4
Pilica	Przedbórz	690,3	0,17	115,6	131,6
Biała	Grybów	931,9	0,10	95,3	95,1
Liwiec	Łoców	566,4	0,16	92,4	72,8
Drawa	Drawsko Pomorskie	736,4	0,16	117,5	188,2
Słupia	Słupsk	841,8	0,16	137,2	264,9
Prosna	Mirków	650,1	0,19	121,3	69,4
Brzozówka	Karpowicze	587,4	0,16	92,5	76,6
Gwda	Piła	653,5	0,18	120,2	151,6
Skawa	Jordanów	923,4	0,12	113,8	99,3
Łososina	Piekiełko	963,7	0,10	99,7	134,8
Orzyc	Krasnosielc	614,4	0,17	104,6	81,1
Kamienica	Nowy Sącz	1017,4	0,10	97,2	172,9
Świder	Wólka Mładzka	615,3	0,18	107,9	79,6
Pisa	Ptaki	630,7	0,16	100,1	164,3
Bukowa	Ruda Jastkowska	685,2	0,15	101,0	106,7
Noteć	Pakość	551,6	0,16	85,3	64,0
Średnio		713,2	0,15	107,0	128,4

iii. Głębokość do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej

Głębokość do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej odpowiada miąższości strefy aeracji (m_A). Średnią głębokość przyjęto na podstawie analogowej *Mapy hydrogeologicznej Polski* w skali 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968), którą w tym celu przetworzono do wersji cyfrowej w postaci wektorowej (rys. 13).



Rysunek 13. Mapa głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej (m_A); mapa opracowana na podstawie MhP 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968)

Interpretacja przestrzenna głębokości do tzw. „pierwszej wody” widocznej na MhP 1:300 000, powstała na bazie dużej liczby szczegółowych pomiarów terenowych. Kolejną zaletą tej mapy jest interpretacja przebiegu hydroizobat w oparciu o przesłanki geomorfologiczne, dobrze oddające zasięg występowania płytkich wód gruntowych, tzn. występujących do głębokości 2 m p.p.t., w dolinach rzecznych. MhP 1:300 000 z racji okresu kiedy była opracowywana, dobrze oddaje naturalne, względnie *quasi*

naturalne, warunki hydrogeologiczne, a więc te, do których odnosi się naturalna podatność na zanieczyszczenie płytkich wód podziemnych występujących w pierwszej od powierzchni terenu strukturze wodonośnej.

Średnią głębokość do pierwszego zwierciadła wody uzyskaną z MhP 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968), porównywano z interpretacją przedstawioną na mapkach bocznych MhP w skali 1:200 000 w zakresie, który był wyrażony na obu mapach hydroizobatami o podobnych wartościach. Modyfikacji dokonywano jedynie w rzadkich przypadkach istotnych rozbieżności. Generalizując dane zawarte na MhP 1:300 000 wydzielono 5 klas głębokości (tab. 8). To uproszczenie niektórych wydzieleni niezbędne było do zastosowania jednolitego algorytmu obliczeń stopnia podatności. Założono, że taka generalizacja jest dopuszczalna na mapie wykonywanej w skali przegładowej 1:500 000.

Tabela 8. Generalizacja głębokości do zwierciadła wód podziemnych przy przetwarzaniu MhP 1:300 000 wg Kolago i in. (1955–1968)

MhP w skali 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968)		Przyjęta średnia głębokość [m]
Zakres głębokości [m]	Kolor	
< 2	niebieski	1,5 ¹⁾
2–5	morski	3,5
5–10 dla obszarów wydm może wystąpić przedział: 2–10 lub 2–15	żółty zielony	7,5
10–20 dla pokryw lessowych może wystąpić przedział 5–20	żółty z zieloną pionową szrafurą jasno-pomarańczowy	15
> 20	pomarańczowy	20

¹⁾ miąższość profilu glebowego

W obszarach, na których występują regionalne leje depresji nie modyfikowano mapy głębokości (Kolago i in., 1955–1968) do warunków aktualnych. Zwiększenie głębokości do zwierciadła wody w obrębie leja, powoduje w myśl przyjętego algorytmu wydłużenie czasu wymiany wody w profilu, a co za tym idzie zmniejszenie podatności. Ponieważ *Mapa* w założeniu obrazuje podatność naturalną, pozostawiono jej obraz bez zmian w obszarach obecnie występujących lejów depresji. Z interpretacji wyłączono obszary dużych kopalń odkrywkowych, gdzie nastąpiło trwałe głębokie przeobrażenie powierzchni terenu.

iv. Dominujące litotypy skał profilu strefy aeracji

Charakter litologiczny utworów dominujących w strefie aeracji poniżej profilu glebowego, czyli zalegających głębiej niż 1,5 m, oceniono na podstawie przekrojów geologicznych zawartych na mapach geologicznych i hydrogeologicznych w skali 1:200 000, dostępnych danych Banku HYDRO i *Mapy geomorfologicznej Polski* (Starkel i in., 1980). W analizie obszarów o silnie zróżnicowanej budowie geologicznej korzystano ze szczegółowej *Mapy geologicznej Polski* oraz *Mapy hydrogeologicznej Polski* w skali 1:50 000.

Tabela 9. Charakterystyka typu ośrodka hydrogeologicznego dominującego w nadkładzie pierwszej warstwy wodonośnej

Nr litotypu	Typ ośrodka	Typowe skały	Pojemność wodna $w_o^{1)}$ [ułamek objęty.]	Przybliżony czas wymiany wody w 1 m profilu nadkładu warstwy wodonośnej ²⁾ [lata]
1	przepuszczalny szczelinowo – krasowy	wapienie, dolomity	0,02	0,2
2	przepuszczalny szczelinowy	granity, skały metamorficzne	0,01	0,1
3	przepuszczalny szczelinowo–porowy	piaskowce, flisz	0,05	0,5
4	przepuszczalny porowo–szczelinowy	margle kredowe opoki, kreda	0,05 (0,25) ³⁾	0,5 (2,5) ⁴⁾
5	przepuszczalny porowy	utwory piaszczyste – żwirowe	0,10	1
6	przepuszczalny porowy	piaski pylaste, piaski gliniaste, itp.	0,20	2
7	słaboprzepuszczalny i półprzepuszczalny porowy ($k < 10^{-6}$ m/s) ⁵⁾	lessy, pyły, gliny, itp.	0,30	3

¹⁾ pojemność wodna w_o skał przepuszczalnych, czyli litotypów o numerach 1–6, odpowiada wilgotności objętościowej w_{op} we wzorze (4); pojemność wodna w_o skał słaboprzepuszczalnych, czyli litotypu 7, odpowiada wilgotności objętościowej w_{oi} we wzorze (5);

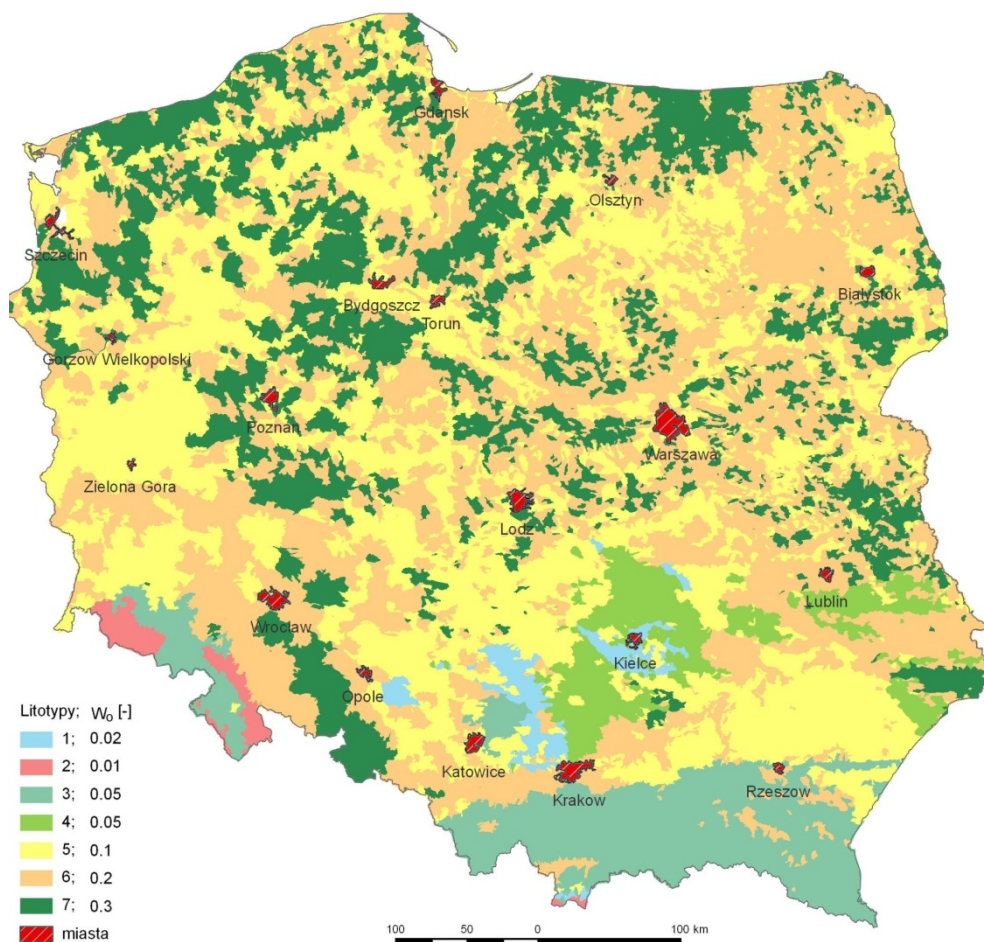
²⁾ przybliżony czas wymiany wody obliczony dla średniej infiltracji efektywnej równej 100 mm/rok;

³⁾ typowa wartość pojemności wodnej skał ośrodka porowo–szczelinowego przy założeniu wymiany wody w szczelinach i w matrycy skalnej (ośrodek o podwójnej porowatości);

⁴⁾ przybliżony czas wymiany wody w 1 m profilu nadkładu obliczony przy założeniu wartości pojemności wodnej skał ośrodka porowo–szczelinowego $w_o=0,25$ (ośrodek o podwójnej porowatości);

⁵⁾ k — współczynnik filtracji, charakteryzuje wodoprzepuszczalność skał, [m/s; m/d].

Poligonami, dla których określono dominujący typ utworów występujących w profilu strefy aeracji są zlewnie rzek IX rzędu, przedstawione na *Mapie hydrograficznej Polski* w skali 1:50 000 wykonanej w IMGW. Podanie informacji w granicach zlewni rzek, pozwala na wykorzystanie *Mapy wrażliwości* do przygotowania map scenariuszowych dotyczących odpływu ze zlewni rzek ładunków różnych zanieczyszczeń, np. azotanów pochodzenia rolniczego (por. rozdz. 9). Przyjęto, że dostateczną szczegółowość obliczeń wrażliwości wód podziemnych można uzyskać, przypisując zlewniom IX rzędu charakterystyczny typ profilu utworów strefy aeracji. W konsekwencji wydzielono obszary, które charakteryzują się podobnym typem profilu utworów nadkładu pierwszej warstwy wodonośnej (rys. 14, tab. 9).



Rysunek 14. Mapa dominujących litotypów skał strefy aeracji poniżej profilu glebowego; skala barw oznacza przyjętą pojemność wodną ośrodka hydrogeologicznego w_0 [ułamek obj.]; litotypy utworów (1-7) zgodne z tabelą 9

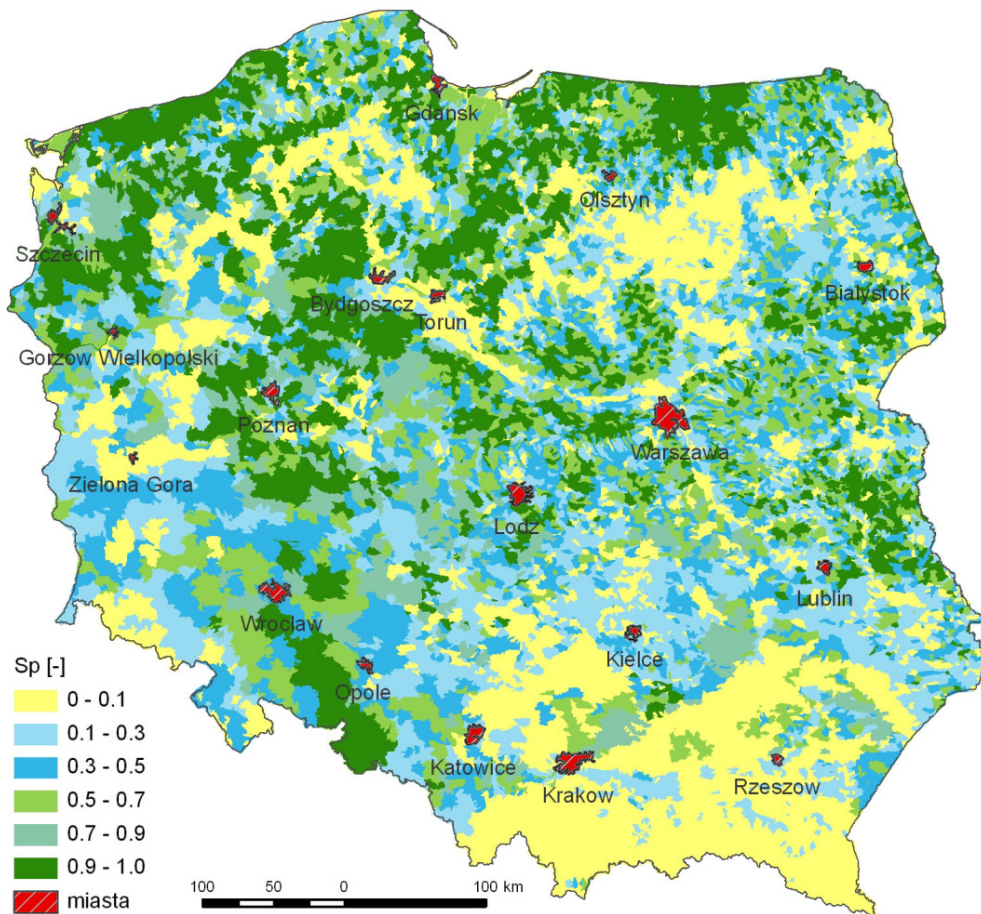
Dopuszczono wyjątek dotyczący obszarów niecek kredowych, według regionalizacji hydrogeologicznej Kleczkowskiego (2001), gdzie w strefie aeracji ponad zwierciadłem wody występują skały o wysokiej porowatości matrycy skalnej. Obliczenie podatności wód podziemnych w obszarach występowania ośrodka porowo-szczelinowego, czyli w obrębie niecek kredowych, wykonano z założeniem wymiany wody zachodzącej głównie w szczelinach skał. W wyniku tego założenia przyjęto $w_0 = 0,05$ jako wartość pojemności wodnej margli, opok i kredy. Założenie to przedstawia sytuację bardziej niebezpieczną z punktu widzenia zagrożenia wód podziemnych zanieczyszczeniem z powierzchni niż przyjęcie, że wymiana wody zachodzi i w szczelinach skał, i w porach matrycy skalnej. W takim właśnie przypadku pojemność wodna ośrodka hydrogeologicznego o tzw. podwójnej porowatości jest znacznie większa i wynosi $w_0 = 0,25$. Powoduje to, że przybliżony czas wymiany wody w 1 m nadkładu warstwy wodonośnej wynosić może około 2,5 roku, co istotnie wpływa na zmniejszenie stopnia podatności na zanieczyszczenie wód podziemnych występujących w takim ośrodku.

v. Udział utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji

Charakterystyka wodoprzepuszczalności warstw nadkładu pierwszej warstwy wodonośnej wymaga także podania udziału przewarstwień utworów słaboprzepuszczalnych w profilu nadkładu. Dla czasu pionowej migracji zanieczyszczeń konserwatywnych przez strefę aeracji, obecność utworów słaboprzepuszczalnych jest bardzo istotna, gdyż ich duże pojemności wodne (wilgotności objętościowe) wynoszące około 30%, decydują o długich czasach wymiany wody (tab. 9). Przyjęto 6 klas udziału utworów słaboprzepuszczalnych i półprzepuszczalnych w strefie aeracji poniżej profilu glebowego. Zakresy udziału utworów słaboprzepuszczalnych (Sp) w poszczególnych klasach oraz wartości średnie tych zakresów, przyjęte do algorytmu obliczenia MRT są następujące:

- $0-0,1 = 0$;
- $0,1-0,3 = 0,2$;
- $0,3-0,5 = 0,4$;
- $0,5-0,7 = 0,6$;
- $0,7-0,9 = 0,8$;
- $0,9-1,0 = 1,0$.

Przyjęcie pełnego udziału utworów słaboprzepuszczalnych w nadkładzie (czyli $Sp=1,0$) oznacza przyjęcie takich utworów za dominujące w nadkładzie poziomu wodonośnego. Warstwę informacyjną realizowano podobnie jak poprzednią, tzn. opierając się na dostępnych mapach geologicznych, hydrogeologicznych i geomorfologicznych. Mapę udziału utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji (Sp) przedstawia rysunek 15.



Rysunek 15. Mapa udziału utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji

Przyjęcie jednakowego udziału utworów słaboprzepuszczalnych w granicach całego obszaru zlewni IX rzędu może jednak powodować niedokładność oceny w obszarach dolin rzecznych. W dolinach miąższość strefy aeracji ulega zmniejszeniu, więc udział słaboprzepuszczalnych utworów pokrywowych w profilu strefy aeracji zmienia się. Uwidacznia się to zwłaszcza w obszarach pokryw lessowych lub glin zwałowych. Z tego powodu, wprowadzono dodatkowy podział obszarów zlewni IX rzędu na mniejsze części, według kryterium głębokości do zwierciadła wody. Każdej zlewni przypisuje się w konsekwencji dwie wartości udziału utworów słaboprzepuszczalnych (Sp):

- pierwsza wartość odnosi się do fragmentów zlewni, gdzie głębokość do zwierciadła wody (miąższość strefy aeracji) jest mniejsza niż 5 m;
- druga wartość odnosi się do fragmentów zlewni, gdzie głębokość do zwierciadła wody jest większa niż 5 m.

Dla zachodniej części Niżu Polskiego podział zlewni IX rzędu na podobszary według kryterium głębokości do zwierciadła wody w niektórych przypadkach nie zapewnia uzyskania poligonów charakteryzujących się jednorodnymi warunkami geologicznymi strefy aeracji. Rozdział na poligony o płytszym i głębszym zaleganiu zwierciadła wody, oparto więc w tym wypadku o kryterium geomorfologiczne z podziałem na wysoczyzny, gdzie z reguły występuje głębsze położenie zwierciadła wody oraz obszary dolinne o płytkim zaleganiu wód podziemnych.

6.2. Sposób realizacji planszy 2: Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (GZWP)

Treść planszy opracowano korzystając z cyfrowej *Mapy Głównych Zbiorników Wód Podziemnych* (udostępnionej przez Zastępcę Dyrektora Państwowego Instytutu Geologicznego — Państwowego Instytutu Badawczego — Dyrektora ds. Państwowej Służby Hydrogeologicznej) oraz pierwotnej *Mapy obszarów ochronnych GZWP* wymagających szczególnej ochrony (Kleczkowski i in., 1990a). Na planszy znajdują się więc zasięgi GZWP wyznaczonych pierwotnie w latach 1986–1990. Dla większości GZWP wskazywano wtedy obszary wymagające najwyższej ochrony (ONO) oraz obszary wymagające wysokiej ochrony (OWO). Dla zbiorników, dla których jeszcze nie opracowano dokumentacji szczegółowych w skali 1:50 000, na planszę przeniesiono granice obszarów ochronnych, jako sumę ONO i OWO. Natomiast dla GZWP, które mają już opracowane dokumentacje szczegółowe, granice obszarów ochronnych przyjęto na podstawie tych dokumentacji, według stanu z końca 2009 r. Pozostałe GZWP nie wymagają ustanawiania obszarów ochronnych. Proces dokumentowania w skali szczegółowej odbywał się według zasad podanych w Prawie Geologicznym i Górniczym oraz w poradniku (Ulman–Bortnowska, 1995), a niedawno opracowano nowe wytyczne w tym zakresie (Herbich i in., 2009).

6.3. Relacyjna baza danych do Mapy wrażliwości (podatności) wód podziemnych na zanieczyszczenie

Mapa wrażliwości wód podziemnych została przygotowana przy wykorzystaniu GIS w połączeniu z relacyjną bazą danych. Wykorzystanie do określenia stopnia wrażliwości wód podziemnych narzędzia, jakim jest GIS, pozwala zarówno na tradycyjną kartograficzną prezentację rezultatów pracy w postaci wydruków map, jak i pozwala opracować oraz wzajemnie ze sobą związać różne warstwy informacyjne w jedną spójną relacyjną bazę danych (tab. 10).

Tabela 10. Struktura relacyjnej bazy danych związanej z planszą 1 Mapy wrażliwości wód podziemnych

Nazwa warstwy	Typ geometrii	Pola	Zawartość pól	Wartości	Źródło informacji
gleby	poligony	<i>w_og</i>	pojemność wodna (wilgotność objętościowa) profilu glebowego w_{og} [ułamek objętościowy]	0; 0,12; 0,17; 0,24; 0,36	cyfrowa Mapa glebowa Polski 1:500 000 wykonana przez Instytut Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa, Puławy
infiltracja	pixele 100×100 m	<i>inf_przedzialy</i>	wartość infiltracji efektywnej R [mm/rok]		
izolacja	poligony	<i>izolacja</i>	udział utworów izolujących w profilu strefy aeracji Sp .	0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0	przekroje hydrogeologiczne z map geologicznych 1:200 000 i 1:50 000 oraz dostępnych danych Banku HYDRO
glekosc_zw	poligony	<i>wartosc_od</i>	dolna wartość przedziału głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej [m]	0, 2, 5, 10, 20	MhP 1:300 000 (Kołago i in., 1955–1968); warstwa ta reprezentuje generalnie pierwotne warunki hydrogeologiczne; zweryfikowana przez autorów na podstawie dostępnych danych
		<i>wartosc_do</i>	górną wartość tego przedziału [m]	0, 2, 5, 10, 20, 99	
		<i>wartosc_sr</i>	średnia głębokość przyjęta dla przedziału [m]	1,5; 3,5; 7,5; 15; 20	
typ_osrodka	poligony	<i>typ</i>	typ ośrodka hydrogeologicznego dominującego w nadkładzie pierwszej warstwy wodonośnej	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	przekroje hydrogeologiczne z map geologicznych 1:200 000 i 1:50 000 oraz dostępnych danych Banku HYDRO
		<i>w1</i>	przyjęta pojemność wodna ośrodka przepuszczalnego w_{op} [ułamek objętościowy]	0,02; 0,01; 0,05; 0,25; 0,10; 0,20	
		<i>w2</i>	przyjęta pojemność wodna ośrodka ilastopylastego w_{oi} [ułamek objętościowy]	0,30	

Baza danych pozwala na przyszłe oceny zarówno podatności wód podziemnych realizowane innymi sposobami, jaki i podatności wynikającej z innych założonych scenariuszy oddziaływania ze strony wybranych typów zanieczyszczeń lub scenariuszy określonych sposobów zagospodarowania i użytkowania terenu.

Warstwy informacji przestrzennej po zapisaniu cyfrowym w postaci wektorowej zostały przekształcone w postać rastrową, używając programu ArcInfo GRID. Obliczenia czasu wymiany polowej pojemności wodnej (wilgotności objętościowej) gleb i skał strefy aeracji przez infiltrujące wody opadowe dokonano programem *ArcGIS 9* za pomocą nakładki *ArcGIS Spatial Analyst*. Charakterystyka geograficzna projektu GIS jest następująca:

układ współrzędnych: 1992;

projection: Transverse Mercator;

units: meters,

spheroid: WGS84;

scale factor at central meridian: 0.9993;

longitude of central meridian: 19 0 0.000;

latitude of origin: 0 0 0.000;

false easting (meters): 500000;

false northing (meters): -5300000.

7. Charakterystyka podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w Polsce

7.1. Wprowadzenie

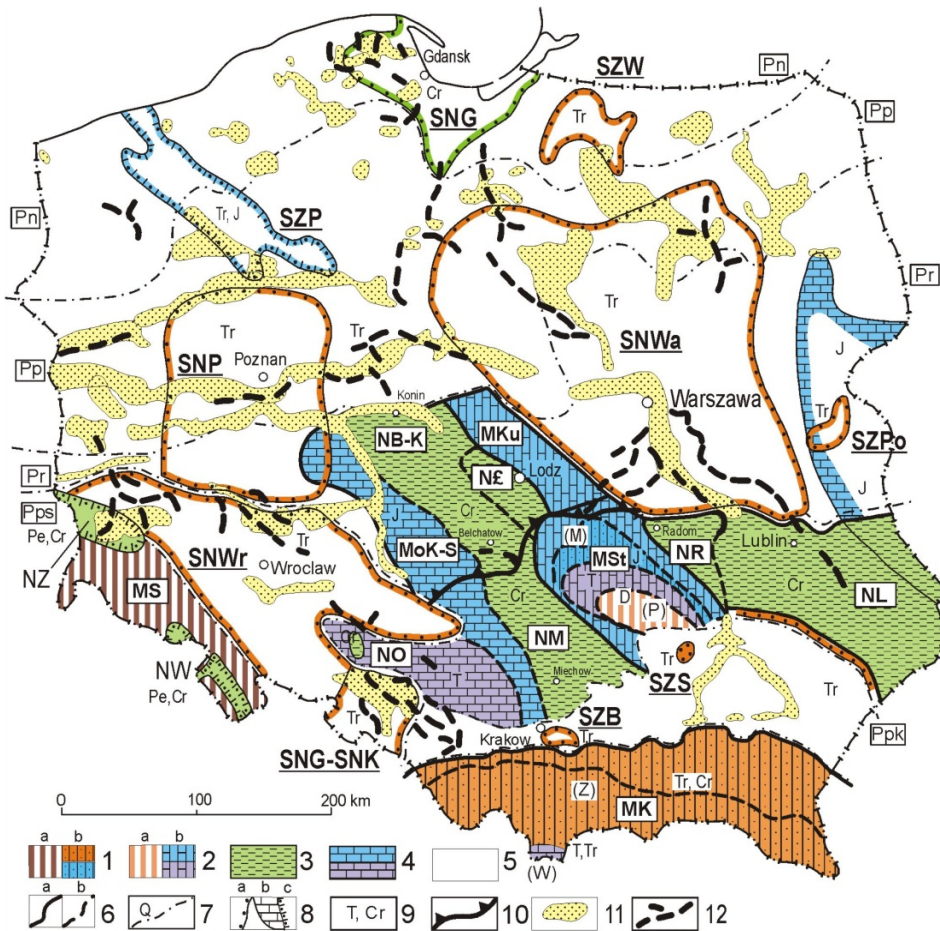
Podział hydrogeologiczny Polski przedstawiony przez Kleczkowskiego (2001) wyróżnia dwie prowincje hydrogeologiczne: górsko-wyżynną oraz nizinną (rys. 16, tab. 11). W *provincji nizinnej* wydzielono pasma GZWP w piaszczystych i piaszczysto-żwirowych utworach czwartorzędowych, a także głębiej występujące zbiorniki w utworach starszych, tzw. subniecki i subzbiorniki. Jednostki pasmowe rozdzielono zgodnie ze stratygrafią i wykształceniem czwartorzędu na: pasmo nadmorskie (Pn), pojezierne (Pp), równinne (Pr), przedśudeckie (Pps) i przedkarpackie (Ppk).

GZWP w utworach czwartorzędowych prowincji nizinnej dzieli się na nieizolowane od powierzchni terenu: doliny (Q_D), pradoliny (Q_P) i sandry (Q_S), częściowo izolowane od powierzchni zbiorniki międzymorenowe (Q_M) oraz lepiej izolowane doliny kopalne (Q_K). Ponadto wyróżniono zbiorniki poligenetyczne, np. dolinę podścieloną zbiornikiem międzymorenowym (Q_{DM}).

W utworach starszych od czwartorzędowych występują zazwyczaj dobrze izolowane od powierzchni zbiorniki w utworach trzeciorzędowych, jak np. subniecki: warszawska (SNWa), poznańska (SNP), wrocławska (SNWr), głubczycka (SNG) i kędzierzyńska (SNK); w utworach kredowych jak subniecka gdańska (SNG), czy utworach jurajskich, jak np. występujący w północnej części wału kujawsko-pomorskiego subzbiornik Pomorze (SZP). Te leżące głębiej jednostki nazwano subnieckami lub subzbiornikami, ze względu na ich głębsze występowanie oraz mniejszą zasobność.

W obrębie *provincji górsko-wyżynnej*, którą stanowią wodonośne skały wieku od paleozoiku do mezozoiku, wyróżnia się masywy: karpacki (MK), sudecki (MS), kujawski (MKu), świętokrzyski (MSt); monoklinę krakowsko-śląską (MoK-S); niecki (N) oraz zbiorniki dolinne występujące w utworach czwartorzędowych. W obrębie masywu świętokrzyskiego (MSt) wyróżniono części: paleozoiczną (P) i mezozoiczną (M).

Do hydrogeologicznej prowincji nizinnej należą obszary regionów wodnych Dolnej Odry i Rzek Przymorza, Dolnej Wisły, Warty oraz Środkowej Wisły (Paczyński, Sadurski, red., 2007), z wyłączeniem południowych części wyżyn Lubelskiej, Wołyńskiej i Rostocza. Do prowincji górsko-wyżynnej należą obszary regionów wodnych Środkowej Odry, Górnej Odry i Małej Wisły, Górnej Wisły, a także obszary południowych części regionu wodnego Środkowej Wisły czyli południowa część Wyżyny Lubelskiej, Wołyńskiej i Rostocza oraz regionu wodnego Warty obejmująca fragment Wyżyny Śląskiej.



Rysunek 16. Regionalizacja słodkich wód podziemnych Polski wg Kleczkowskiego (2001) za Witczak i in. (2010). Nazwy jednostek podano w tabeli 2. Objasnienia: 1, 2 — masywy (M): 1a — ośrodek szczelinowy w skałach krystalicznych i metamorficznych (Pz) lub szczelinowo-porowy (c), 1b — ośrodek szczelinowo-porowy we fliszu karpackim (Tr, Cr) lub części mezozoicznej (M) masywu świętokrzyskiego (MSt); 2a — ośrodek szczelinowo-krasowy w węglanowych utworach dewońskich; 2b — ośrodek szczelinowo-krasowy w węglanowych utworach jury lub triasu; 3 — niecki kredowe (Cr), ośrodek szczelinowo-porowy; 4 — monoklina krakowsko-śląska (MoK-S), ośrodek szczelinowo-krasowy w utworach jury i triasu; 5 — prowincja hydrogeologiczna nizinna z najbardziej zasobnymi zbiornikami w utworach czwartorzędowych; 6 — granice jednostek hydrogeologicznych: a — głównych, b — drugorzędnych; 7 — granice pasm zbiorników czwartorzędowych; 8 — granice subniecek (SN) i subzbiorników (SZ): a — ośrodek porowy, b — ośrodek szczelinowo-krasowy, c — ośrodek szczelinowy lub szczelinowo-porowy; 9 — wiek (stratygrafia) zbiorników wód podziemnych; 10 — południowa granica występowania jednostek starszych pod grubszą pokrywą utworów czwartorzędowych i trzeciorzędowych; 11 — główne struktury hydrogeologiczne w utworach czwartorzędowych, 12 — ważne struktury kopalne w utworach czwartorzędowych

Tabela 11. Regionalizacja słodkich wód podziemnych w Polsce wg Kleczkowskiego (2001) za Witczak i in. (2010)

PROWINCJA HYDROGEOLOGICZNA GÓRSKO-WYŻYNNA:

■ Masywy M:

- **MK** – masyw karpacki
 - (W) – część wewnętrzna
 - (Z) – część zewnętrzna z nałożonymi zbiornikami czwartorzędowymi w dolinach rzecznych
- **MS** – masyw sudecki z nieckami: wewnętrzno-sudecką **NW** i zewnętrzno-sudecką **NZ**
- **MSt** – masyw świętokrzyski
 - (P) – część paleozoiczna
 - (M) – część mezozoiczna
- **MKu** – masyw kujawski

■ Niecki kredowe

- **NB-K** – Bełchatów-Konin
- **NL** – Lublin
- **NŁ** – Łódź
- **NM** – Miechów
- **NR** – Radom
- **NO** – Opole

■ Monoklina krakowsko-śląska – MoK-S

- **J** – część jurajska
- **T** – część triasowa

PROWINCJA HYDROGEOLOGICZNA NIZINNA:

■ Pasma zbiorników czwartorzędowych:

- **Pn** – nadmorskie
- **Pp** – pojezierne
- **Pr** – równinne
- **Ppk** – przedkarpackie
- **Pps** – przedsudeckie

■ Subniecki:

- **SNG** – gdańska (Cr)
- **SNP** – poznańska (Tr)
- **SNWa** – warszawska (Tr)
- **SNG-SMK** – głubczycka i kędzierzyńska (Tr)
- **SNWr** – wrocławska (Tr)

■ Subzbiorniki (większe)

- **SZPo** – Podlasie (Tr+)
- **SZS** – Staszów (Tr)
- **SZP** – Pomorze (Tr+)
- **SZB** – Bogucice (Tr)
- **SZW** – Warmia (Tr)

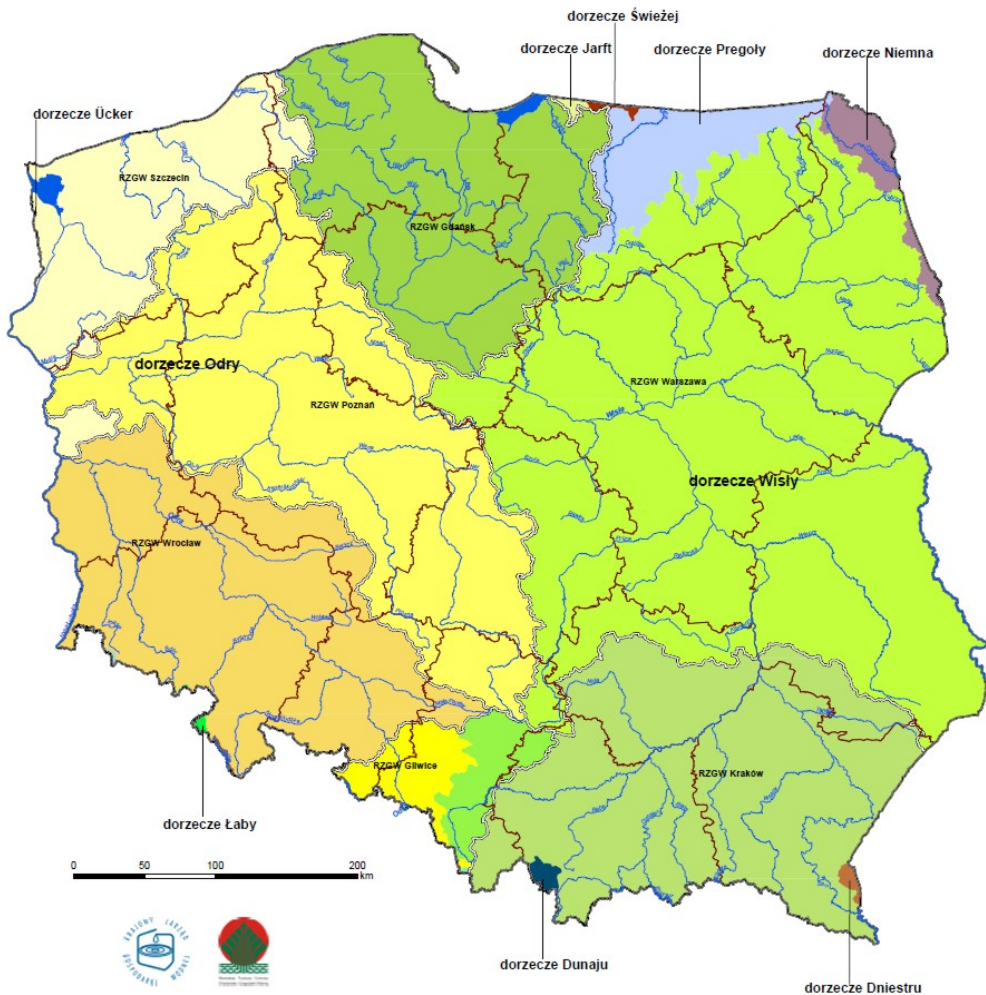
7.2. Podatność wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego na zanieczyszczenie

Na zlecenie Ministerstwa Środowiska w 2005 r. wykonano *Mapę wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie* w przeglądowej skali 1: 500 000 (Kudłacik i in., 2005). *Mapa* ta została później udostępniona szerszemu audytorium przez opublikowanie jej w postaci wkładki do specjalnego wydania Przeglądu Geologicznego z okazji XXXVIII Kongresu Hydrogeologicznego w Krakowie (Annex No. 2, Przegląd Geologiczny, vol. 58, nr 9/1, 2010).

Zarówno na tamtej wersji *Mapy*, jak i na obecnie wykonanej jej drugiej wersji, której dotyczy niniejsze opracowanie, stopień podatności płytkich wód podziemnych zeterminowały m.in. głębokość do zwierciadła wód podziemnych, wielkość infiltracji efektywnej opadów, typ litologiczny utworów występujących w strefie aeracji, a także lokalne warunki geomorfologiczne. Stopień wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie z powierzchni terenu jest w sposób zasadniczy zależny od intensywności infiltracji efektywnej. Przedstawia to algorytm obliczenia przybliżonego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji (MRT), będącego podstawą klasyfikacji podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie.

Metoda określenia intensywności infiltracji efektywnej ostatecznie przyjęta do obliczenia MRT w obecnej wersji mapy, znacząco różni się od sposobu określenia zasilania przyjętego do opracowania *Mapy* w 2005 r. Według autorów ocena infiltracji jest teraz bardziej precyzyjna. W konsekwencji, zarówno rozkłady przestrzenne zasilania, jak i jego intensywność w określonych miejscach na *Mapie*, różnią się w obu jej wersjach. Powoduje to, że obie wersje *Mapy* przedstawiają nieco odmienny rozkład przestrzenny stopnia podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie. Kolejne wersje *Mapy*, jeżeli będą wykonywane z innymi rozkładami przestrzennymi jednego lub kilku czynników wpływających na stopień podatności, a szczególnie infiltracji efektywnej, też będą przedstawiać nieco odmienny obraz przestrzenny uzyskanego stopnia podatności wód podziemnych.

Podatność na zanieczyszczenie płytkich wód podziemnych w Polsce omówiono według podziału na regiony wodne. Charakterystyka hydrogeologicznych regionów zwykłych wód podziemnych podana jest w pracy zbiorowej pod redakcją Paczyńskiego i Sadurskiego (2007). Regiony te zbliżone są swymi zasięgami do regionów wodnych wyznaczonych hydrograficznie (rys. 17), które stanowią podstawowe jednostki gospodarki wodnej w Polsce, zarządzane przez Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW).



Rysunek 17. Mapa dorzeczy i regionów wodnych w Polsce (KZGW, 2011a)

Region wodny Dolnej Odry i Rzek Przymorza zarządzany przez RZGW Szczecin

Region wodny Dolnej Odry i Rzek Przymorza obejmuje Pobrzeże Szczecińskie, zachodnią część Pobrzeża Koszalińskiego, północny pas Pojezierza Zachodniopomorskiego oraz teren Pojezierza Lubuskiego (Kondracki, 1998).

Płytkie wody podziemne na wyspie Uznam i zachodnim Wolinie charakteryzują się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie. Na pozostałej części wyspy Wolin podatność jest zmienna, od bardzo dużej do średniej. Na Wybrzeżach Trzebiatowskim i Słowińskim wody płytkie to generalnie wody o dużej i średniej podatności, a lokalnie o bardzo dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Na Równinie Wkrzańskiej i Goleniowskiej wody podziemne pierwszego poziomu wodonośnego są o bardzo dużej podatności i tylko lokalnie cechują się dużą podatnością na zanieczyszczenie. W obrębie Doliny Dolnej Odry dominuje występowanie wód o dużej podatności na zanieczyszczenie, z lokalnym występowaniem wód o bardzo dużej podatności lub średniej podatności. Na większości obszaru Wzgórz Szczecińskich i Równiny Wełtyńskiej wody podziemne zaliczają się do wód o średniej i małej podatności na zanieczyszczenie. Podobne warunki o silnie zmieniającym się przestrzennie charakterze podatności panują na Wzgórzach Bukowych i Równinach Poryczyko-Stargardzkiej, Nowogardzkiej i Gryfickiej. Zauważalne jest, że na Równinie Nowogardzkiej występuje więcej stref z wodami o dużej podatności na zanieczyszczenie, a na Równinie Gryfickiej z wodami o małej podatności. Jednak wzdłuż południowej granicy Równiny Gryfickiej występuje szeroki pas wód podziemnych pradoliny pomorskiej, o bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie. Pas ten jest kontynuacją pradoliny pomorskiej przebiegającej od Równiny Goleniowskiej, i która kontynuuje się przez południową część Równiny Białogardzkiej i Wysoczyznę Polanowską.

Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok. Na północ od jeziora Miedwie oraz w dolinach Gowieńca, Gołzenicy, Radwi, Chotli i Parsęty występują liczne mokradła, torfowiska i podobne ekosystemy lądowe zależne od wód podziemnych, które w tych rejonach są naturalnie bardzo podatne na zanieczyszczenie.

Na Równinie Sławieńskiej (Słupskiej) zaznacza się silne przestrzenne zróżnicowanie podatności wód podziemnych, od bardzo dużej do średniej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Obszar pojezierzy Myśliborskiego, Choszczeńskiego, Ińskiego, Drawskiego oraz Wyżyny Łobeskiej i zachodniej części Pojezierza Bytowskiego to generalnie strefa występowania płytkich wód podziemnych o średniej i małej podatności na zanieczyszczenie, lokalnie poprzecinana pasmowymi obszarami występowania wód o dużej podatności i czasem o bardzo dużej podatności. Pasy te występują zazwyczaj w dolinach rzek, jak np. Ina, Krępa, Kręgiel, Rega, Parsęta, Chotla czy Chociel. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka wynosząc od około 10 do 100 m/rok.

W obrębie polskiej części Kotliny Freienwaldzkiej i zachodniej części Równiny Gorzowskiej przeważają strefy płytkich wód podziemnych o bardzo dużej i dużej podatności na zanieczyszczenie z powierzchni terenu. Taki charakter podatności wynika z faktu, że Równina Gorzowska jest generalnie piaszczystym sandrem. Płytko zalegający poziom wód podziemnych w dolinie Myślej jest bezpośrednio związany z występującymi tu ekosystemami mokradel i torfowisk. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Podobny rozkład przestrzenny podatności występuje w rejonie polskiej części Lubuskiego Przełomu Odry oraz na sandrowej Równinie Torzymskiej, gdzie przeważają strefy płytkich wód podziemnych o bardzo dużej i dużej podatności. W dolinie Pliszki występują ekosystemy lądowe zależne od wód podziemnych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i wynosi od około 30 do 100 m/rok.

Region wodny Dolnej Wisły zarządzany przez RZGW Gdańsk

Obszar regionu obejmuje dorzecze Dolnej Wisły od miejscowości Korabniki poniżej Włocławka, do ujścia Wisły do Morza Bałtyckiego, zlewnie rzek Przymorza na zachód od Wisły do rzeki Słupi włącznie oraz zlewnie rzek Przymorza na wschód od Wisły do rzeki Pasłęki włącznie.

Na wschodniej części Wybrzeża Słowińskiego płytkie wody podziemne generalnie cechują się dużą podatnością, a tylko lokalnie bardzo dużą lub średnią podatnością na zanieczyszczenie. W obrębie Pobrzeża Kaszubskiego oraz Wybrzeża Staropruskiego występuje znaczna zmienność przestrzenna charakteru podatności płytkich wód podziemnych, od bardzo dużej po małą. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Żuławy Wiślane i Mierzeja Wiślana to rejon wód podziemnych o dużej i bardzo dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, i wynosi od około 10 do 100 m/rok. Podobny typ budowy strefy aeracji panuje w Dolinach Dolnej Wisły: Kwidzyńskiej, Grudziądzkiej i Fordońskiej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Na Wysoczyznach Damnickiej i Żarnowieckiej występuje silne przestrzenne zróżnicowanie stopnia podatności wód podziemnych, od bardzo dużego do średniego. Charakterystyczna jest pasmowa strefa występowania wód o bardzo dużej i dużej podatności na zanieczyszczenie, przebiegająca w dolinie Słupi oraz Pradolinie Łeby i Redy. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok. W pradolinie Łeby, aż do jezior Łebsko i Gardno, występują liczne mokradła, torfowiska i inne ekosystemy lądowe zależne od wód podziemnych, które w tych rejonach są naturalnie podatne na zanieczyszczenie.

Południowo-wschodnia część Wysoczyzny Polanowskiej w dolinie środkowej i górnej Słupi, przechodzącej w zachodnią część Pojezierza Kaszubskiego to zasadniczo strefa występowania wód podziemnych o bardzo dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Około połowa powierzchni obszarów wschodniego Pojezierza Bytowskiego oraz Pojezierzy Kaszubskiego, Starogardzkiego czy Ławskiego to strefy występowania wód o dużej i średniej podatności na zanieczyszczenie oraz lokalnie o małej podatności. Strefy o bardzo dużej podatności związane są z dolinami rzek Gołszewka, Gościcina czy Mała Słupia, w której pobliżu spotyka się ekosystemy zależne od wód podziemnych. Takie ekosystemy występują także w dolinie Ławki oraz jeziora Jeziorak. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Północny kraniec Pojezierza Ławskiego oraz Równina Warmińska, Wysoczyzna Elbląska i Wzniesienia Górowskie to w większości obszar występowania wód podziemnych o podatności od bardzo dużej do średniej, i tylko lokalnie małej. W dolinach Wałszy, Waški i Warny płytkie zaleganie poziomu wód podziemnych powoduje ich zwiększoną podatność oraz równocześnie obecność zależnych od nich ekosystemów. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Sandrowa Równina Ornecka to rejon wód podziemnych o bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie, a dolina płynącej tędy Drwęcy Warmińskiej to obszar wielu ekosystemów lądowych, których stan zależy od stanu wód podziemnych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

W granicach Równiny Charzykowskiej i Borów Tucholskich płytkie wody podziemne charakteryzują się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie. Natomiast wschodnia część Pojezierza Krajeńskiego to zasadniczo strefa wód o małej podatności, z wyjątkiem dolin Sępolnej, Kamionki czy Raciąskiej Strugi. Dolina Brdy i Wysoczyzna Świecka to obszary, gdzie występują wody podziemne o silnie zróżnicowanej podatności, od bardzo dużej po małą, chociaż większość tego rejonu to strefa wód o bardzo dużej i dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Kotlina Toruńska, będąca wschodnim fragmentem Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej od Bydgoszczy po Włocławek, to jednoznacznie strefa występowania wód podziemnych o bardzo dużej i dużej podatności. Zróżnicowanie zależy tylko od obecności i grubości pokrywy mad i mułków w przypowierzchniowej strefie warstwy wodonośnej. Podobny jest charakter podatności wód podziemnych w Dolinie Drwęcy. Północno-wschodnia część Równiny Inowrocławskiej to rejon wód podziemnych o zmiennym stopniu podatności: od małego do bardzo dużego. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, tzn. wynosi od około 10 do 100 m/rok.

Pojezierze Chełmińskie i północna część Pojezierza Dobrzyńskiego to zasadniczo rejon wód podziemnych o małej i średniej podatności. Wyjątkami są pasmowe strefy

występowania wód o dużej i bardzo dużej podatności, występujące wzdłuż dolin Strugi, Strugi Toruńskiej czy Mieni. Pojezierze Brodnickie to rejon o zmiennym charakterze podatności wód podziemnych, od bardzo dużej do małej. Jednak w związku z tym, że generalnie jest to rejon piaszczystego sandru z licznymi jeziorami, to kwalifikuje się go jako strefę występowania wód podziemnych o dużej podatności. Podobnie, wody podziemne o bardzo dużej podatności będące w kontakcie z licznymi jeziorami, występują w północnej części sandru na Równinie Urszulewskiej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Sąsiadujący od zachodu i północy Garb Lubawski to obszar występowania wód podziemnych o średniej i małej podatności. Na północ od Garbu rozpościera się zachodnia część Pojezierza Olsztyńskiego. Podatność na zanieczyszczenie wód podziemnych tego pojezierza jest zróżnicowana. W południowej części, wody występujące w utworach piaszczysto-żwirowych cechują się bardzo dużą i dużą podatnością. Natomiast w północnej części, wody występujące pomiędzy gliniastymi utworami moreny dennej są średnio lub mało podatne na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Region wodny Warty zarządzany przez RZGW Poznań

Region wodny obejmuje całą hydrograficzną zlewnię Warty.

Południowy pas pojezierza Drawskiego to rejon, gdzie występują wody podziemne o zmiennym charakterze podatności: o bardzo dużej i dużej podatności oraz czasem średniej. Równiny Drawska i Wałecka, Dolina Gwdy, wschodnia część Równiny Gorzowskiej oraz zachodnia i centralna część Pojezierza Szczecineckiego, to obszary występowania płytkich wód podziemnych o jednoznacznie bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie, występujących w piaszczystych sandrach. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Natomiast pas Pojezierzy Dobiegniewskiego, Wałeckiego, wschodniej części Pojezierza Szczecineckiego i większość obszaru zachodniej części Pojezierza Krajeńskiego to strefa występowania płytkich wód podziemnych o podatności od bardzo dużej do średniej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, i wynosi od około 10 do 100 m/rok.

W Kotlinie Gorzowskiej i Dolinie Środkowej Noteci generalnie występują wody podziemne o bardzo dużej i dużej podatności na zanieczyszczenie antropogeniczne. Podobnie, w obrębie Poznańskiego Przełomu Warty, Kotlin Śremskiej, Kolskiej, Sieradzkiej, Grabowskiej i Szczercowskiej oraz Doliny Konińskiej czy Równiny Rychwalskiej, występują płytkie wody podziemne o bardzo dużej lub dużej podatności. Zasadnicze

przyczyny takiego charakteru podatności to dolinny charakter tych obszarów, o niewielkich głębokościach do pierwszego zwierciadła wody występującego w utworach piaszczystych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

W Obniżeniach Liswarty–Proсны, Górnej Warty i Krzepickim, a także zachodniej części Wyżyny Radomszczańskiej i Niecki Włoszczowskiej płytkie wody podziemne z tych samych przyczyn charakteryzują się bardzo dużą lub dużą podatnością. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, wynosząc od około 10 do 100 m/rok.

Bruzda Zbąszyńska i zachodnia część Pojezierza Poznańskiego to strefa wód podziemnych o dużej podatności na zanieczyszczenie, występujących w piaszczystych strukturach sandrowych. Północna część Pojezierza Łagowskiego charakteryzuje się zmiennym stopniem podatności wód, od bardzo dużej do małej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, i wynosi od około 10 do 100 m/rok.

Na obszarach wschodniej części Pojezierza Poznańskiego, Pojezierzach Chodzieskim, Gnieźnieńskim i Kujawskim, Wysoczyźnie Tureckiej, wschodniej części Pojezierza Krzywińskiego, Równiny Kościańskiej oraz Wału Żerkowskiego, północno–wschodniej części Wysoczyzn Leszczyńskiej i Kaliskiej podatność wód podziemnych zmienia się od bardzo dużej do dużej, a tylko czasem jest średnia. Natomiast zachodnia część Równin Inowrocławskiej i Wrzesińskiej oraz Wysoczyzny Włodawskiej to generalnie rejon występowania średnio i mało podatnych wód podziemnych występujących pod pokrywą utworów gliniastych. Tylko lokalnie w dolinach rzek podatność wód podziemnych wzrasta. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, czyli wynosi od około 10 do 100 m/rok.

Bardziej na południe, wraz ze zmniejszaniem się grubości pokrywy glebowo–gruntowej naturalna podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie rośnie. Na Wysoczyznach Łaskiej, Złoczewskiej, Wieruszowskiej, oraz zachodniej części Wysoczyzny Bełchatowskiej występują wody o bardzo dużej i dużej podatności na zanieczyszczenie. Wyżyna Wieluńska i północno–zachodnia Wyżyna Częstochowska to rejon, gdzie wody podziemne występujące w wodonośnych spękanych i skawernowanych skałach wapiennych i dlatego cechują się albo bardzo dużą, albo dużą podatnością na zanieczyszczenie z powierzchni terenu. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka i wynosi od około 30 do 300 m/rok. Rejon Kłobuck–Lubliniec–Zawiercie–Częstochowa to generalnie obszar występowania wód podziemnych o bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie. Migracja substancji konserwatywnych jest bardzo szybka i wynosi ponad 300 m/rok.

Region wodny Środkowej Wisły zarządzany przez RZGW Warszawa

Obszar regionu obejmuje część dorzecza Wisły, która zawiera jej zlewnię od ujścia Sanny koło Annopola, po przekrój Wisły w miejscowości Korabniki poniżej Włocławka.

W północnej strefie tego regionu wodnego, tzn. na Równinie Sępoleńskiej, Krainie rzeki Węgorapy i Puszczy Rominckiej występują wody podziemne o dużej podatności na zanieczyszczenie. Lokalnie podatność wód zmniejsza się do średniej lub zwiększa do bardzo dużej, szczególnie w obniżeniach, w których płyną Węgorapa i Gołdapa. Bardziej na południe, również zaznacza się strefa, gdzie występują wody podziemne o średniej i dużej podatności na zanieczyszczenie, lokalnie o małej podatności. Dotyczy to wschodniej części Pojezierza Olsztyńskiego, Krainy Wielkich Jezior Mazurskich, Pojezierza Mrągowskiego. W obszarze Pojezierzy Ełckiego, Zachodniosuwalskiego i Wschodniosuwalskiego występują wody podziemne o dużej i czasem bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Piaszczyste, sandrowe Równiny Augustowska, Mazurska i Kurpiowska to obszary płytkich wód podziemnych o jednoznacznie bardzo dużej, względnie dużej podatności na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Dużą lub bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie charakteryzują się strefy wód podziemnych w Kotlinie Biebrzańskiej, Dolinach Górnej i Dolnej Narwi, a także w środkowej części Międzyrzecza Łomżyńskiego. Są to rejony o dużej liczbie ekosystemów lądowych, których stan zależy od wód podziemnych, czyli mokradeł, torfowisk i lasów, pod którymi zwierciadło wód podziemnych zalega płycej niż 2 m. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Wysoczyzny Kolneńska i Białostocka oraz Wzgórza Sokólskie to rejony występowania wód podziemnych o bardzo zmiennej klasie podatności, przeważają jednak obszary, gdzie występują wody o dużej i bardzo dużej podatności. Nieznaczny wzrost udziału występowania wód o średniej podatności ma miejsce bardziej na południe, tzn. na Wysoczyznach Wysokomazowieckiej i Drohiczyńskiej oraz Równinie Bielskiej. Nie dotyczy to jednak pobliża Górnej Narwi, Narewki, Leśnej czy Lutowni, gdzie bardzo płytkie zaleganie wód podziemnych powoduje, że cechują się bardzo dużą podatnością. Zaznacza się w tych rejonach obecność licznych ekosystemów leśno-łąkowych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Nieduże obszary występowania wód podziemnych o małej i średniej podatności na zanieczyszczenie znajdują się na Wysoczyźnie Płońskiej. Doliny rzek to jednak obszary, gdzie wody podziemne mają dużą i bardzo dużą podatność na zanieczyszczenie.

Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Południowa część Pojezierza Dobrzyńskiego, południowa część Równiny Urszulewskiej oraz Równina Raciąska to generalnie rejon zalegających przy powierzchni terenu utworów piaszczystych w formie sandrów, kemów i ozów. Powoduje to, że wody podziemne w tym rejonie cechują się bardzo dużą i dużą podatnością na zanieczyszczenie. Lokalnie tylko, w miejscach gdzie utwory gliniaste występują na powierzchni terenu podatność wód zmniejsza się. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Płytkie wody podziemne w piaszczystych Kotlinach Płockiej i Warszawskiej, a także Dolinie Środkowej Wisły charakteryzują się dużą lub bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie, w zależności od obecności i grubości pokrywy mad i mułków rzecznych. W centralnej części Doliny Środkowej Wisły, nad jej lewym brzegiem występuje rejon zarówno wydym, jak i ekosystemów leśnych Puszczy Kampinoskiej o płytko zalegającym zwierciadle wód podziemnych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Północno-wschodnia część Pojezierza Kujawskiego to obszar, gdzie wody cechują się małą lub średnią podatnością na zanieczyszczenie. Centralna część Pojezierza Kujawskiego, wschodnia część Wysoczyzny Włodawskiej i Równina Kutnowska to generalnie strefy, gdzie wody podziemne charakteryzują się średnią lub dużą podatnością. W dolinach rzek, np. Ochni czy Przysowej, z racji płytkiego zalegania, wody podziemne mają dużą podatność na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, i wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Obszary Równin: Łowicko-Błońskiej, Warszawskiej, Kozienskiej, Wołomińskiej, Garwolińskiej, Łukowskiej oraz Wysoczyzn Kałuszyńskiej, Siedleckiej, Żelechowskiej i Lubartowskiej to zasadniczo strefy, gdzie płytkie wody podziemne cechują się dużą i bardzo dużą podatnością. Niemniej występują tu także nieduże obszary, gdzie wody podziemne mają średnią podatność, zależnie od tego czy na powierzchni i w strefie aeracji przeważają gliny morenowe. W Pradolinie Wieprza, Obniżeniu Węgrowskim i dolinie dolnej Pilicy z racji płytkiego zalegania w utworach piaszczystych pochodzenia wodno-lodowcowego, wody podziemne charakteryzują się dużą podatnością na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

W obrębie obniżeń Łomaskiego i Sosnowickiego oraz Równiny Łęczyńsko-Włodawskiej występują wody podziemne o bardzo dużej lub dużej podatności na zanieczyszczenie. Szczególnie dużo ekosystemów leśno-łąkowych bezpośrednio zależnych od stanu wód podziemnych występuje w rejonach rzek Żarnicy, Lutni, Zielawy, Hanny, Piwonii czy Tarasinki. Podobna sytuacja panuje na Obniżeniu Dorohuckim i Dubienki.

Natomiast na wyniesieniach Równiny Kodeńskiej i Parczewskiej, Garbu Włodawskiego oraz Pagórów Chełmskich, występują strefy wód średnio podatnych na zanieczyszczenie. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Wzniesienia Łódzkie, wschodnia część Wysoczyzny Bełchatowskiej oraz centralna i południowo-zachodnia część Równiny Piotrkowskiej to generalnie obszar wód podziemnych o dużej lub bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie, a tylko lokalnie średniej. Północno-wschodnia część Równiny Piotrkowskiej to obszar wód charakteryzujących się bardzo dużą podatnością, np. w dolinie Luboczy. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest wolna i średnio szybka, czyli wynosi od około 10 do 100 m/rok.

Wysoczyzna Rawska, Dolina Białobrzaska, Równina Radomska i Pogórze Iżęckie to rejony o zmiennej przestrzennie podatności wód podziemnych: od małej do bardzo dużej, w zależności od głębokości ich zalegania oraz typu gleb i gruntów występujących w strefie aeracji, ponad zwierciadłem wód podziemnych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Na obszarze Wzgórz Opoczyńskich, Płaskowyżu Suchedniowskiego, Garbu Gielniowskiego, Pasma Przedborsko-Małogoskiego, Wzgórz Łopuszańskich i Radomszczańskich, a także Niecki Włoszczowskiej z doliną górnej Pilicy i dolina środkowej Pilicy zazwyczaj występują wody podziemne o dużej i bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie. Północno-wschodnia część Wyżyny Częstochowskiej to strefa wód cechujących się bardzo dużą podatnością, głównie z powodu małej miąższości lub braku pokrywy glebowo-gruntowej, która ochraniałaby przed zanieczyszczeniem spękane i skrasowiałe wodonośne skały wapienne. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok, tylko lokalnie jest średnio szybka, czyli wynosi poniżej 100 m/rok.

Prawie cała Wyżyna Lubelska czyli Płaskowyże Nałęczowski i Świdnicki, Równina Bełżycka, północna i centralna część Wzniesień Urzędowskich, Wyniosłość Giełczewska, Działy Grabowieckie, Grzędy Horodelska i Sokalska, a także Zachodnie Roztocze to zasadniczo rejony występowania wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego charakteryzujących się średnią i dużą podatnością. Wody podziemne o małej podatności występują na północ i północny-wschód od Tomaszowa Lubelskiego. Na średnią i małą podatność wód podziemnych wpływa w tych obszarach głównie pokrywa lessów i pyłów lessopodobnych o dużej miąższości. Lessy i pyły są utworami słabiej przepuszczalnymi dla wody, co wydłuża czas migracji potencjalnych zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok, tylko lokalnie jest średnio szybka, wynosząc poniżej 100 m/rok.

Natomiast Małopolski Przełom Wisły, Kotliny Chodelska i Hrubieszowska oraz Padół Zamojski, a także doliny górnego Wieprza i rzeki Sołokija na Roztoczu, z racji dolinnego charakteru i niewielkich głębokości do pierwszego zwierciadła wody, są rejonami występowania płytkich wód podziemnych o dużej, a czasem bardzo dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok, tylko lokalnie jest średnio szybka, wynosząc poniżej 100 m/rok.

Region wodny Środkowej Odry zarządzany przez RZGW Wrocław

Region obejmuje fragment dorzecza Odry począwszy od Kędzierzyna-Koźła.

Północno-zachodnia część tego regionu to zasadniczo obszar występowania wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego charakteryzujących się bardzo dużą podatnością i czasem tylko dużą. Dotyczy to obszarów Wzniesień Gubińskich, Wysoczyzny Czerwieńskiej, Wału Zielonogórskiego, zachodnich części Pojezierzy Sławskiego i Krzywińskiego, a także Dolin Środkowej Odry i Dolnego Bobru, Kotlin Kargowskiej i Zasieckiej, Obniżenia Nowosolskiego, Borów Dolnośląskich, Równin Szprotawskiej i Legnickiej oraz zachodniej części Wysoczyzny Lubińskiej. Wiele różnych ekosystemów zależnych od stanu wód podziemnych występuje w dolinie Dolnego Bobru oraz dorzecza Górnego Bobru w rejonie takich rzek, jak Czernica, Czarna Mała, Bobrzyca czy Szprotawica. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok.

Wzniesienia Żarskie, Wzgórza Dalkowskie, wschodnia część Wysoczyzny Lubińskiej, Równina Chojnowska, Wzgórza Strzegomskie i Pogórze Kaczawskie, Wzgórza Trzebnickie, Twardogórskie i Ostrzeszowskie, a także Równina Oleśnicka to obszary, gdzie wody podziemne cechują się zmienną podatnością, od bardzo dużej do średniej, z przewagą dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok.

Centralna część Wysoczyzny Leszczyńskiej i prawie cała zachodnia część Wysoczyzny Kaliskiej to rejon występowania wód podziemnych o dużej podatności na zanieczyszczenie, jedynie lokalnie średniej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

W ciągach Pradoliny Głogowskiej z Kotlinami Żmigrodzką i Milicką, Doliny Nysy Kłodzkiej z Obniżeniem Otmuchowskim, a także Obniżenia Ścinawskiego z Pradolina Wrocławską i doliną Odry w Kotlinie Raciborskiej, płytkie wody podziemne charakteryzują się dużą podatnością na zanieczyszczenie antropogeniczne, a czasem są nawet bardzo dużą. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Równina Opolska to rejon występowania wód podziemnych o bardzo dużej podatności na zanieczyszczenie, a tylko lokalnie o dużej podatności. W dolinach i obniżeniach, którymi płyną Mała Panew, Budkowiczanka czy Bogacica, zaznacza się duża liczba ekosystemów leśnych i im podobnych, których stan zależy od stanu wód podziemnych. Kotlina Raciborska, Płaskowyż Rybnicki i zachodnia połowa Wyżyny Katowickiej to obszary, gdzie występują wody podziemne o bardzo dużej, dużej i tylko lokalnie średniej podatności na zanieczyszczenie. Największą podatnością charakteryzują się wody w dolinach takich rzek, jak Ruda, Bierawka, Kłodnica, Bytomka i wzdłuż Kanału Gliwickiego. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok, lokalnie jest średnio szybka i wynosi poniżej 100 m/rok.

Wysoczyzna Rościśławicka i Średzka oraz Równina Kącka to strefy występowania wód podziemnych od bardzo podatnych do średnio podatnych na zanieczyszczenie z powierzchni terenu. Natomiast Równiny Grodkowska i Niemodlińska, Przedgórze Paczkowskie, Wzgórza Niemczańsko-Strzelińskie, Góry Bardzkie i Obniżenie Ścinawki to obszary występowania wód podziemnych o średniej i lokalnie małej podatności. Płaskowyż Głubczycki to rejon, gdzie wody podziemne cechują się małą i średnią podatnością na zanieczyszczenie, głównie z powodu występowania pokrywowych utworów lessowych na powierzchni terenu. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok.

Masyw Ślęży, Równina Świdnicka, Obniżenie Podsudeckie i Góry Sowie stanowią regiony, w obrębie których płytkie wody podziemne generalnie cechują się dużą i czasem bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie. Czasy migracji rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych na odcinku 3 km są bardzo krótkie i wynoszą do 10 lat. Obniżenie Żytawsko-Zgorzeleckie i Pogórze Izerskie cechuje przestrzenna zmienność podatności wód podziemnych: od bardzo dużej do średniej, jednak z przewagą występowania wód o dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok.

Bardzo duża lub duża podatność na zanieczyszczenie cechuje wody podziemne pierwszego poziomu wodonośnego w obszarach Gór Izerskich i Kaczawskich, Kotlinie Jeleniogórskiej, Karkonoszach i Rudawach Janowickich, Górach Żłoty i Masywie Śnieżnika. Natomiast w Górach Bystrzyckich i Kotlinie Kłodzkiej częściej występują wody o dużej podatności. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest bardzo szybka i wynosi ponad 300 m/rok, tylko lokalnie jest szybka, wynosząc poniżej 300 m/rok.

Region wodny Górnej Wisły zarządzany przez RZGW Kraków

Region wodny obejmuje większość dorzecza Górnej Wisły, tzn. od ujścia Przemszy do Wisły.

Góry Świętokrzyskie, Pogórze Szydłowskie, Niecka Połaniecka i północna część Płaskowyżu Jędrzejowskiego to zasadniczo rejony występowania płytkich wód podziemnych o podatności bardzo dużej lub dużej, a tylko lokalnie średniej. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest szybka i wynosi od około 100 do 300 m/rok.

Rejony południowej części Płaskowyżu Jędrzejowskiego, Garbów Wodzisławskiego i Pińczowskiego, a także południowa i wschodnia część Wyżyny Sandomierskiej to natomiast strefy, gdzie występują wody podziemne o dużej i średniej podatności na zanieczyszczenie. Główną przyczyną jest zaleganie na powierzchni terenu pokrywy lessowej, która opóźnia migrację potencjalnych zanieczyszczeń z powierzchni terenu. Podobna sytuacja panuje na Wyżynie Miechowskiej i Płaskowyżu Proszowickim. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Wyżyna Olkuska, Garb Tenczyński i Pomost Krakowski to obszary, gdzie występują wody podziemne pierwszego poziomu wodonośnego charakteryzujące się bardzo dużą i dużą podatnością na zanieczyszczenie. Związane jest to głównie z brakiem lub małą miąższością pokrywy glebowo-gruntowej ponad warstwą wodonośną. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest bardzo szybka i szybka, i wynosi ponad 300 m/rok.

W obszarach wschodniej części Doliny Górnej Wisły, Rowu Skawińskiego, którym płynie Wisła, Niziny Nadwiślańskiej, Dolinach Nidy, Dolnej Wisłoki i Dolnego Sanu, a także Pradoliny Podkarpackiej z racji płytkiego zalegania, wody podziemne pierwszego poziomu wodonośnego cechują się dużą albo bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie, w zależności od obecności i grubości pokrywy słaboprzepuszczalnych mąd i mułków rzecznych. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Równiny Tarnobrzeska i Biłgorajska oraz częściowo Pogórze Bocheńskie, to jednoznacznie strefa występowania wód podziemnych cechujących się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie. W tych obszarach wody podziemne są w kontakcie z licznymi ekosystemami lądowymi. Występują one szczególnie w rejonach takich rzek, jak Łęg, Barcówka, Łukawica czy Bukowa. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, czyli wynosi od około 30 do 300 m/rok.

Kotliny Orawsko-Nowotarska, Sądecka i Jasielsko-Krośnieńska oraz Pogórze Rożnowskie i Pogórze Jasielskie w dolinie Wisłoki oraz Obniżenie Gorlickie to rejony,

gdzie wody podziemne charakteryzują się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie, a tylko lokalnie dużą. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Cała południowa, karpacka część regionu, czyli pas Płaskowyżów: Tarnowskiego, Kolbuszowskiego, Tarnogrodzkiego i Hyrowskiego, pas Pogórzy: Śląskiego, Wielickiego, Wiśnickiego, Rzeszowskiego, Ciężkowickiego, Strzyżowskiego i zachodniej części Dynowskiego, pas Beskidów: Małego, Makowskiego, Wyspowego, Żywieckiego, Sądeckiego i Niskiego, a także Gorce, Pieniny, Podtatrze i polska część Bieszczadów to strefa wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego cechujących się dużą podatnością na zanieczyszczenie. W obszarze Pogórza Przemyskiego i wschodniej części Pogórza Dynowskiego występują wody o średniej podatności na zanieczyszczenie. Natomiast w Tatrach oraz dolinach rzek, stopień podatności wód podziemnych jest bardzo duży. Migracja rozpuszczonych w wodzie substancji konserwatywnych jest średnio szybka i szybka, wynosząc od około 30 do 300 m/rok.

Region wodny Górnej Odry i Małej Wisły zarządzany przez RZGW Gliwice

Zasięg działania RZGW w Gliwicach jest dosyć nietypowy i nienaturalny, a obejmuje tzw. Region Wodny Małej Wisły od źródeł Wisły do ujścia Przemszy włącznie oraz Region Wodny Górnej Odry do Kędzierzyna-Koźła wraz z tzw. Węzłem Kędzierzyńskim.

Praktycznie na większości obszaru tego regionu płytkie wody podziemne z przyczyn naturalnych cechują się bardzo dużą lub dużą podatnością na zanieczyszczenie z powierzchni terenu. Migracja rozpuszczonych w wodach podziemnych substancji konserwatywnych jest zazwyczaj średnio szybka i wynosi od około 30 do 100 m/rok. Wyjątkiem jest tylko zachodni fragment tego regionu, czyli obszar Głubczyce-Racibórz, gdzie wody podziemne charakteryzują się średnią i małą podatnością na zanieczyszczenie.

7.3. Podatność na zanieczyszczenie Głównych Zbiorników Wód Podziemnych

Wody podziemne w większości GZWP są zazwyczaj podatne na zanieczyszczenie ponieważ są ujmowane stosunkowo płytko, tzn. przeważnie na głębokościach do kilkadziesiąt metrów. Duża liczba zbiorników znajduje się w nieizolowanych lub częściowo izolowanych od powierzchni terenu piaszczystych i piaszczysto-żwirowych utworach czwartorzędowych. Głębsze GZWP są mniej narażone na zanieczyszczenie antropogeniczne ale zazwyczaj są mniej zasobne w wodę, ze względu na ograniczone zasilanie przez infiltrujące wody opadowe.

Region wodny Dolnej Odry i Rzek Przymorza zarządzany przez RZGW Szczecin

Zbiorniki międzymorenowe (Q_M) charakteryzują się znacznie zróżnicowaną naturalną podatnością na zanieczyszczenie. Najczęściej są to jednak zbiorniki dobrze chronione, a więc ich wody podziemne charakteryzują się średnią lub małą podatnością na zanieczyszczenie.

Zbiorniki sandrowe (Q_S) to zbiorniki wód podziemnych w nieizolowanych stożkach i polach sandrowych oraz piaskach wysoczyzn. Z tego względu wody podziemne w takich GZWP generalnie cechują się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie.

Region wodny Dolnej Wisły zarządzany przez RZGW Gdańsk

Zbiorniki międzymorenowe (Q_M) charakteryzują się znacznie zróżnicowaną naturalną podatnością na zanieczyszczenie. Najczęściej są to jednak zbiorniki dobrze chronione, a więc ich wody podziemne charakteryzują się średnią lub małą podatnością. Jednak w zbiornikach, w których nadkład izolujących warstw słaboprzepuszczalnych ma miąższość mniejszą niż 20 m, obserwuje się wody złej jakości, zanieczyszczone antropogenicznie.

Zbiorniki sandrowe (Q_S) to zbiorniki wód podziemnych w nieizolowanych stożkach i polach sandrowych oraz piaskach wysoczyzn. Z tego względu wody podziemne w takich GZWP generalnie cechują się bardzo dużą podatnością na zanieczyszczenie.

Subzbiornik 111 w utworach kredy, jako dobrze izolowany od powierzchni terenu, nie ma wyznaczonego obszaru ochronnego. Ponadto jego ochrona jest częściowo spełniana przez obszary ochronne wyznaczone dla nadległych GZWP o numerach 110, 112, 113 i 116 występujących w utworach czwartorzędowych.

Region wodny Warty zarządzany przez RZGW Poznań

Zbiorniki międzymorenowe (Q_M) oraz zbiorniki w dolinach kopalnych (Q_K) charakteryzują się znacznie zróżnicowaną naturalną podatnością na zanieczyszczenie. Przykładowo, nadkład GZWP 144 Q_K — Wielkopolska Dolina Kopalna, ma charakter słabo przepuszczalny, lokalnie przepuszczalny, a stanowią go gliny morenowe z mułkami, lokalnie piaski i żwiry, o miąższości 12 do 75 m (Dąbrowski, 1990). Czas potencjalnej migracji zanieczyszczeń w pionie, w obrębie okien hydrogeologicznych wynosi 2–5 lat, około 25–50 lat przy miąższości glin morenowych i mułków wynoszącej 30–40 m, oraz ponad 50 lat przy miąższości utworów słaboprzepuszczalnych ponad 40 m. W obrębie podsystemów Obry–Warty oraz Warty prawobrzeżnej na większości ich obszarów przeważa czas potencjalnej migracji zanieczyszczeń poniżej 25 lat, natomiast w podsystemie Cybiny i Jeziora Powidzkiego — powyżej 25 lat, a nawet 40 lat. Czas migracji zanieczyszczeń może ulegać zmniejszeniu w obszarach dużego depre-

sjonowania poziomu wód pod wpływem eksploatacji i wykorzystaniu przez wodę uprzywilejowanych dróg przesączania przez nadkład zbiornika (Dąbrowski, 1990).

Subzbiornik 126 w utworach trzeciorzędu jest generalnie dobrze izolowany od powierzchni i ma wyznaczony tylko mały obszar ochronny na swym południowym krańcu. Jest także częściowo chroniony przez obszar ochronny wyznaczony dla nadległego GZWP 120 w utworach czwartorzędowych. Subzbiorniki 127, 143, 146 w utworach trzeciorzędu, jako dobrze izolowane od powierzchni, nie mają wyznaczonych obszarów ochronnych. Ich ochrona, jako zbiorników głębszych, jest częściowo spełniana przez obszary ochronne wyznaczone dla nadległych GZWP 125, 136, 138, 144 i 147, występujących w utworach czwartorzędowych.

Zarówno zbiorniki dolinne (Q_D) jak i pradolinne (Q_P) występujące w obrębie pasm hydrogeologicznej prowincji nizinnej, zwykle nie są izolowane od powierzchni, a więc ich wody podziemne cechują się bardzo dużą lub dużą podatnością na zanieczyszczenie. Nieciągła izolacja utworami słabiej przepuszczalnymi, takimi jak mady i mułki, występuje tylko lokalnie w strefach tarasów zalewowych rzek. Jednak zbiorniki dolinne, mimo że pozbawione izolacji, są dotychczas zanieczyszczone tylko w partiach stropowych. Jest to strefa zasięgu wód infiltrujących w lokalnym systemie krążenia, w wyższych partiach tarasów. W głębszych partiach pradolin i dolin można spotkać zarówno wody dobrej jakości, pochodzące z dalekiego zasilania regionalnego systemu krążenia wód, jak i wody złej jakości zanieczyszczone antropogenicznie.

Region wodny Środkowej Wisły zarządzany przez RZGW Warszawa

Na obszarze regionu znajduje się ponad czterdzieści GZWP. Przeanalizowano ich obszary ochronne m.in. na podstawie dokumentacji zasobowych, Programów Ochrony Środowiska dla poszczególnych województw i innych dostępnych materiałów. Do weryfikacji wyznaczono te zbiorniki, których obszary ochronne wydzielone według kryteriów przyjętych przy wyznaczaniu ONO i OWO, nie pokrywają całości zbiornika, i co najważniejsze — stref jego zasilania. Przy weryfikacji dokumentacji szczegółowych można będzie w wielu przypadkach rozważyć ograniczenie wielkości obszarów ochronnych, chociaż występują także fragmenty GZWP lub ich obszarów zasilania, wymagające rozszerzenia obszarów ochronnych.

Region wodny Środkowej Odry zarządzany przez RZGW Wrocław oraz region wodny Górnej Odry i Małej Wisły zarządzany przez RZGW Gliwice

W tym obszarze znajduje się ponad czterdzieści GZWP, z których zaktualizowane dokumentacje posiada tylko kilka zbiorników. Pozostałe opisano zgodnie z danymi zawartymi na *Mapie GZWP* (Kleczkowski i in., 1990a). Obszary ONO i OWO posiada większość zbiorników w granicach swych zasięgów. Do weryfikacji wyznaczono zbiorniki, dla których niezbędne jest wyznaczenie obszaru ochronnego. Konieczność

weryfikacji wynika najczęściej z faktu, że obszar ochronny obejmuje tylko zasięg GZWP i nie uwzględnia możliwości dopływu zanieczyszczeń poprzez kompleksy wodonośne nie mające statusu GZWP. W przypadku kilku zbiorników o charakterze izolowanym lub częściowo izolowanym zachodzi możliwość ograniczenia istniejących obszarów ochronnych.

Region wodny Górnej Wisły zarządzany przez RZGW Kraków

W Masywie Karpackim wyróżniono siedem GZWP o charakterze szczelinowym w obrębie piaskowców fliszowych (Tr_F , Cr_F , Tr_F+Cr_F), trzynaście częściowo na nie nałożonych zbiorników dolinnych w utworach czwartorzędowych (Q_D) oraz jeden zbiornik szczelinowo–krasowy w utworach trzeciorzędu i triasu (GZWP 441). Wody podziemne we wszystkich tych GZWP są praktycznie nieizolowane przed migracją zanieczyszczeń z powierzchni terenu, a więc cechują się bardzo dużą i dużą podatnością na zanieczyszczenie antropogeniczne.

Dla siedmiu GZWP występujących w szczelinowych piaskowcach fliszu, na *Mapie GZWP* (Kleczkowski i in., 1990a) nie wyznaczono obszarów ochronnych. Zakładano, że ich ochrona jest częściowo spełniana przez obszary ochronne wyznaczone dla sąsiednich lub sąsiednich GZWP występujących w czwartorzędowych utworach dolin rzek karpackich. Zakładano również, że drugim elementem ich częściowej ochrony są obszary przewidziane dla wspólnej ochrony wód słodkich występujących w tych właśnie GZWP oraz płytko występujących wód mineralnych. Jest to jednak ochrona fragmentaryczna i dlatego zbiorniki te winny mieć wyznaczone obszary ochronne.

Naturalna podatność na zanieczyszczenie wód podziemnych w zbiornikach znajdujących się w dolinach kopalnych (Q_K) jest zróżnicowana. Często są dobrze chronione warstwą glin zwałowych o miąższości kilkudziesięciu metrów ale występują też zbiorniki słabiej chronione, a więc wody podziemne w nich występujące są bardziej podatne na zanieczyszczenie.

GZWP występujące w nieckach kredowych (Cr) to ośrodki o charakterze szczelinowo–porowym. W największych nieckach: lubelskiej i miechowskiej skały wodonośne nie są izolowane od powierzchni na dużej części obszaru tych GZWP. W konsekwencji są to rejon, gdzie wody podziemne mają dużą lub bardzo dużą podatność na zanieczyszczenie. Na pozostałej części obszaru przykryte są pokrywą lessów o zmiennej miąższości, i w konsekwencji wody podziemne w takich rejonach są średnio podatne na zanieczyszczenie.

GZWP występujące w szczelinowo–krasowych, węglanowych skałach Monokliny Krakowsko–Śląskiej, charakteryzują się bardzo dużą i dużą naturalną podatnością na zanieczyszczenie z powierzchni terenu. Przyczyną jest brak lub niewielka grubość pokrywy izolującej, w tym rejonie występującej głównie w postaci lessów. Przykładem jest tu GZWP 326 zawierający wody podziemne w szczelinowo–krasowych skałach jury górnej.

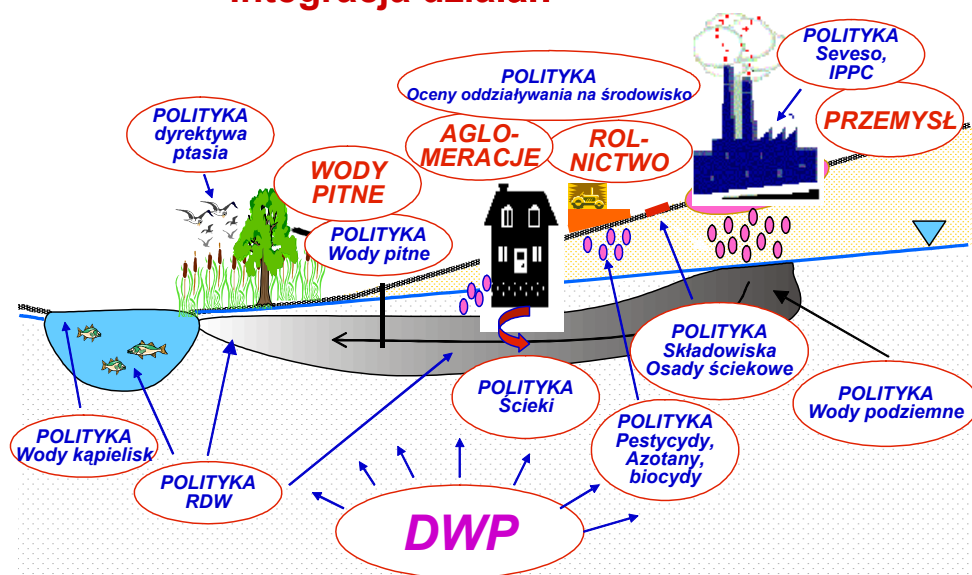
8. Zasady czynnej ochrony wód podziemnych podatnych na zanieczyszczenie

Celem ochrony wód podziemnych podatnych na zanieczyszczenie jest ich zabezpieczenie przed degradacją jakości i zachowanie do wykorzystania w przyszłości, a także dla ich naturalnych funkcji w ekosystemach lądowych zależnych od wód podziemnych. Należy związać ochronę wód podziemnych z *planami zagospodarowania przestrzennego* oraz *planami gospodarowania wodą w dorzeczach*: *Odry* (KZGW, 2011b), *Wisły* (KZGW, 2008) oraz *innych rzek*. Ustalenia planów gospodarowania wodami w dorzeczach uwzględnia się m.in. w koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju, strategiach rozwoju województw oraz w ich planach zagospodarowania przestrzennego. Polega to na wprowadzaniu do planów zapisów dotyczących szczegółów czynnej ochrony wód podziemnych. Mniejsze zbiorniki wód podziemnych o lokalnym znaczeniu winny być chronione przez regionalne i miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego na poziomie województw i gmin. Teza, że realizacja tych zasad może utrudnić zmiany gospodarcze i społeczne w Polsce jest nietrafna, szczególnie w konfrontacji z trendem ochrony wszystkich komponentów środowiska naturalnego, jako koniecznego elementu zrównoważonego rozwoju krajów (Collin, Melloul, 2003; Melloul i in., 2006).

Mapa wrażliwości wód podziemnych powinna stanowić jedną z podstaw opracowywania lub aktualizacji planów zagospodarowania powierzchni terenu. Istotą jest formalne uniemożliwienie lokalizowania potencjalnych ognisk zanieczyszczeń i prowadzenia produkcji rolniczej niezgodnie z Kodeksem Dobrej Praktyki Rolniczej (Duer i in., 2004) na obszarach o bardzo wysokiej i wysokiej podatności wód na zanieczyszczenie. W przeciwnym wypadku niechronione odpowiednio wody podziemne mogą zostać długoletnio zdegradowane do słabego stanu jakości, ponieważ czasy przepływu, a w konsekwencji również oczyszczenia wód podziemnych są długie.

W myśl RDW (2000) oraz DWP (2006) w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem, ochrona jakości wód podziemnych musi być projektowana i realizowana w odniesieniu do całości wód podziemnych. Quevauviller (2005) wskazuje, że tylko pełna integracja działań związanych z ograniczaniem lub eliminacją różnych zagrożeń wód podziemnych i powierzchniowych przez wykorzystanie dyrektyw UE, a szczególnie RDW (2000) oraz DWP (2006), pozwala na ich skuteczną ochronę (rys. 18). Chodzi tu zarówno o najpłytszy ale często wykorzystywany poziom wodonośny, jak też poziomy wód podziemnych o lepszych parametrach użytkowych, a szczególnie o duże ich fragmenty o najwyższej wodonośności i zasobności, czyli GZWP.

Integracja działań



Rysunek 18. Integracja działań wiążących się z czynną ochroną wód podziemnych przez stosowanie dyrektyw UE, wg Quevauviller (2005); skrót DWP — DWP (2006), skrót RDW — RDW (2000)

Dlatego też w granicach obszarów ochronnych GZWP wskazanych na planszy 2 *Mapy wrażliwości* powinny obowiązywać zarówno czynna, jak i bierna ochrona wód podziemnych, a także ich monitoring, realizowany w celu oceny stanu chemicznego wód. Oba rodzaje ochrony polegają generalnie na ograniczeniu możliwości emisji zanieczyszczeń do wód podziemnych,

W ramach czynnej ochrony wód podziemnych przykładowe działania to nakazy:

- inwentaryzacji zarówno faktycznych, jak i potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wód podziemnych;
- oceny oddziaływania na wody podziemne wszystkich potencjalnych ognisk zanieczyszczeń wraz z oceną stopnia zanieczyszczenia wód i określeniem zakresu niezbędnych do realizacji przedsięwzięć ochronnych w stosunku do wód podziemnych;
- zaprzestania bądź ograniczenia oddziaływania na wody podziemne ze strony istniejących na danym terenie zakładów produkcyjnych i ich składowisk odpadów, jeżeli raport z oceny oddziaływania lub monitoring jakości wód podziemnych wskazuje, że takie oddziaływanie występuje;
- zakończenia działalności takich zakładów, ich składowisk i innych ognisk zanieczyszczeń ze względu na trwałe niekorzystne oddziaływanie na wody podziemne, których modernizacja jest nieopłacalna lub niemożliwa;

- likwidacji istniejących ognisk zanieczyszczeń;
- wykonania barier izolujących ogniska zanieczyszczeń od wód podziemnych, np. geomembrany, ścianki szczelne, ekrany, bariery drenażowe, itp.;
- likwidacji zanieczyszczeń, które już przedostały się do wód podziemnych, czyli nakaz rekultywacji gruntów i wód zanieczyszczonych substancjami chemicznymi, poprzez:
 - zastosowanie technicznych środków oczyszczania;
 - wykorzystanie i ewentualnie wspomaganie naturalnych procesów samooczyszczania (*natural attenuation*);
- okresowej kontroli oddziaływania wszystkich potencjalnych ognisk zanieczyszczeń na wody podziemne, np. szczelności zbiorników lub rurociągów paliw ciekłych;
- równoczesnej budowy sieci wodociągowej wraz z pełną kanalizacją i oczyszczalnią ścieków;
- zmiany sposobu użytkowania terenu, np. nakaz zalesienia obszarów ochronnych;
- neutralizacji ognisk zanieczyszczenia poprzez zmianę technologii produkcji lub hodowli na nieuciążliwą dla wód podziemnych, np. likwidacja bezściółkowej hodowli zwierząt, wprowadzenie barier ochronnych, zamkniętych cykli obiegu wody, uporządkowanie gospodarki wodno-ściekowej obiektu, budowa mechaniczno-biologicznych oczyszczalni ścieków.

Do ochrony czynnej należy także zaliczyć administracyjne:

- ustanawianie stref ochronnych ujęć wód podziemnych;
- ustanawianie obszarów ochronnych GZWP.

Jednak aktualnie w prawie Polskim nie jest jeszcze obligatoryjne ustanawianie obszarów ochronnych GZWP oraz wnioskowanie przez właściciela ujęcia o ustanowienie dla niego strefy ochronnej.

W ramach biernej ochrony wód podziemnych przykładowe działania to zakazy lub ograniczenia:

- lokalizowania takich projektowanych przedsięwzięć, w których wykorzystana technologia lub sposób funkcjonowania powodują, że mogą zanieczyścić wody podziemne, np. lokalizowanie składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych niezabezpieczonych przed przenikaniem odcieków ze składowiska do podłoża, niewystarczająco izolowane magazyny i punkty przeładunku produktów ropopochodnych oraz innych ciekłych substancji niebezpiecznych, a także rurociągi do ich transportu — chodzi tu o takie inwestycje lub przed-

sięwzięcia, dla których w projekcie technicznym nie przewidziano wystarczająco skutecznych środków i sposobów ochrony wód podziemnych;

- wprowadzania ścieków do wód podziemnych lub do ziemi, rolniczego wykorzystania ścieków;
- stosowania nawozów azotowych sztucznych (mineralnych) i naturalnych (organicznych) powyżej lokalnie określonych, dopuszczalnych dawek nawozowych;
- budowy dróg oraz linii kolejowych niezabezpieczonych przed przenikaniem zanieczyszczeń do podłoża gruntowo-wodnego;
- lokalizowania nowych cmentarzy;
- wydobywania kopalin i wykonywania odwodnień górniczych;
- ograniczenia sposobu użytkowania gruntów rolnych na określonych obszarach;
- ograniczenia warunków, na jakich mogą być prowadzone roboty ziemne, zwłaszcza te, które mogą naruszyć stosunki wodne i naturalne bariery ochronne wód podziemnych;
- ograniczenia zasobów eksploatacyjnych ujęć wód podziemnych;
- ograniczenia zakresu zwykłego korzystania z wód, zwłaszcza w odniesieniu do wprowadzania ścieków do wód podziemnych lub do ziemi.

9. Przykłady wykorzystania Mapy i relacyjnej bazy danych do tworzenia map scenariuszowych, określających zagrożenie ze strony typowych zanieczyszczeń

9.1. Wprowadzenie

Zasadniczym celem *Mapy* jest ocena podatności właściwej wód podziemnych na zanieczyszczenie, uwarunkowanej jedynie czynnikami naturalnymi, czyli budową geologiczną i warunkami hydrogeologicznymi. Tę właśnie podatność obrazują obie plansze *Mapy*. *Mapa* w swej wersji elektronicznej składa się z szeregu warstw informacyjnych przetworzonych z materiałów archiwalnych o charakterze analogowym i cyfrowym. Integralną część *Mapy* stanowi relacyjna baza danych, która wraz z opracowanymi warstwami informacyjnymi pozwala również na wyznaczanie stref wrażliwych na zanieczyszczenie ze strony konkretnego wskaźnika chemicznego według założonego scenariusza zagrożenia, czyli dokonywanie oceny podatności specyficznej.

Realizacja map scenariuszowych jest niezbędna w ramach implementacji prawa UE o ochronie wód podziemnych przed zanieczyszczeniami (DWP 2006) powodowanymi przez substancje niebezpieczne, których zakaz lub ograniczenie stosowania określa Dyrektywa w sprawie substancji niebezpiecznych (76/464/EWG) wraz z dyrektywami pochodnymi: Dyrektywą 80/68/EWG w sprawie ochrony wód podziemnych, Dyrektywą azotanową (91/676/EEC) oraz Dyrektywą (91/414/EEC) dotyczącą wprowadzania na rynek środków ochrony roślin. Dyrektywy te zostaną uchylone w 2013 r., zgodnie z RDW (2000), która wtedy przejmie ich rolę.

W rozdziale 9 przedstawiono możliwość wykorzystania bazy danych związanej z *Mapą podatności* do oceny zagrożenia płytkich wód podziemnych w Polsce ze strony azotanów.

9.2. Założenia do scenariusza zagrożenia wód podziemnych zanieczyszczeniem azotanami

Zasięgi stref wód podziemnych wrażliwych na zanieczyszczenie azotanami wyznaczono na podstawie stężenia azotanów w strumieniu wód zasilających płytkie wody podziemne. Założono, że azotany zachowują się jak zanieczyszczenia konserwatywne, tzn. migrują z powierzchni terenu do wód podziemnych zgodnie z rzeczywistą prędkością przesączania wód opadowych. Dla płytkich wód pierwszego poziomu wodonośnego założenie takie jest dopuszczalne, gdyż są to głównie wody otwartych systemów wodonośnych o swobodnym zwierciadle wody. W wodach tych dominują procesy utleniania, do których należy proces nityfikacji. Procesy denityfikacji, mogące reduko-

wać stężenia azotanów zachodzą zazwyczaj dopiero w wodach głębszych, w warunkach beztlenowych.

Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Rozporządzenie MŚ, 2002a) za wody wrażliwe uznaje wody zanieczyszczone oraz wody zagrożone zanieczyszczeniem. Za wody zanieczyszczone uznaje się te wody podziemne, w których zawartość azotanów wynosi powyżej 50 mg NO₃/dm³. Za wody zagrożone zanieczyszczeniem uznaje się wody podziemne o stężeniach azotanów 40–50 mg NO₃/dm³. W praktyce wyznaczania obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie związkami azotu pochodzenia rolniczego (OSN) przyjęto wartość 50 mg NO₃/dm³ jako decydującą o ich wyznaczeniu.

Dla potrzeby oceny zagrożenia płytkich wód podziemnych w Polsce ze strony azotanów obliczono ich stężenie w wodzie zasilającej płytkie systemy krążenia wód podziemnych według wzoru (7):

$$C_{NO_3} = \frac{L_N}{R} \cdot 443 \quad (7)$$

gdzie:

C_{NO_3} — stężenie azotanów w wodzie infiltrującej przez strefę aeracji [mg/dm³];

L_N — ładunek azotu wyługowywanego przez wody infiltracyjne z profilu glebowego [kg N/(ha·rok)];

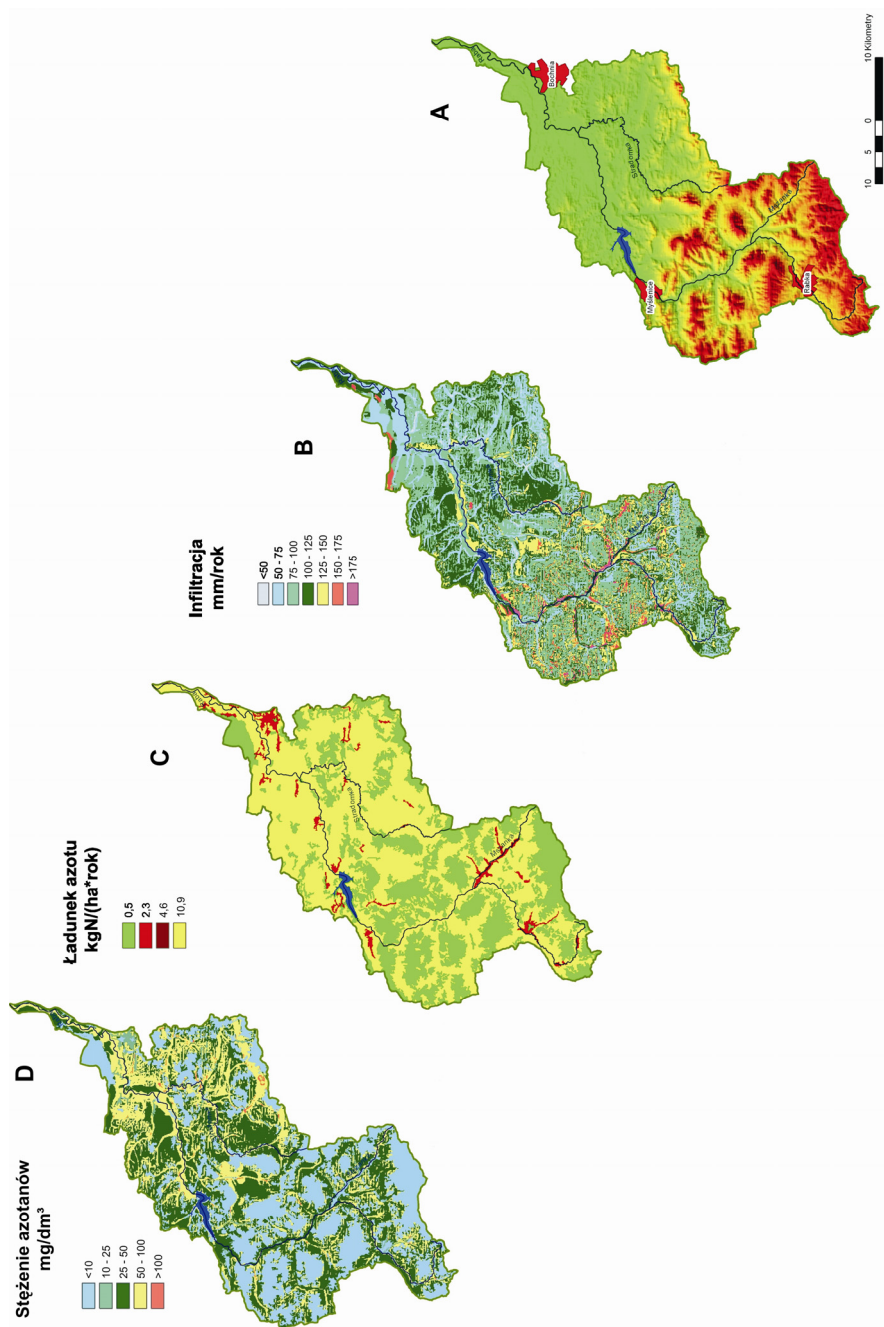
R — zasilanie z opadów atmosferycznych, czyli infiltracja efektywna [mm/rok];

443 — współczynnik przeliczeniowy jednostek.

Sekwencję warstw informacyjnych wykorzystanych do obliczenia rozkładu stężeń azotanami wraz z mapą sytuacyjną i wynikową stężeń azotanów w wybranej zlewni rzeki Raby, dla której dokonano obliczeń, przedstawia rysunek 19.

Warstwa informacyjna A (rys. 19) przedstawia ukształtowanie terenu wraz z przebiegiem głównych elementów sieci hydrograficznej w zlewni rzeki Raby. Warstwa informacyjna B obrazuje wielkość zasilania z opadów, czyli wielkość R ze wzoru (7). Wielkość zasilania jest równa infiltracji efektywnej wyrażonej w mm/rok, stanowiącej podstawową warstwę informacyjną wykorzystaną do określenia stopnia podatności płytkich wód podziemnych, przedstawionego na planszy 1 *Mapy wrażliwości* (rozd. 6.1.2.ii).

Warstwa informacyjna C obrazuje zmienność wielkości przyjętego ładunku azotu azotanowego L_N wymywanego do wód podziemnych na obszarach o różnym zagospodarowaniu terenu — wyznaczone według *Mapy CORINE Land Cover* (CLC, 2006).



Rysunek 19. Zestaw warstw informacyjnych do wyznaczenia obszarów o zróżnicowanym stężeniu azotanów (CNO₃) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych dla scenariusza II (objaśnienia w tekście)

Wyróżniono 4 podstawowe formy zagospodarowania terenu:

- a) tereny rolnicze,
- b) tereny leśne,
- c) obszary zabudowane,
- d) tereny odsłonięte.

ad. a) Tereny rolnicze rozumiane są jako użytki rolne, którymi według GUS (2009) są grunty orne, sady, łąki i pastwiska. Według CLC (2006) są to tereny o następujących kodach:

- 211, Grunty uprawne — Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających;
- 212, Grunty uprawne — Grunty orne ciągle nawadniane;
- 213, Grunty uprawne — Ryżowiska;
- 221, Uprawy trwałe — Winnice;
- 222, Uprawy trwałe — Sady i plantacje;
- 223, Uprawy trwałe — Gaje oliwne;
- 241, Zróżnicowane tereny rolnicze — Uprawy jednoroczne występujące wraz z uprawami trwałymi;
- 242, Zróżnicowane tereny rolnicze — Złożone systemy upraw i działek;
- 243, Zróżnicowane tereny rolnicze — Tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej;
- 244, Zróżnicowane tereny rolnicze — Tereny rolniczo – leśne;
- 231, Łąki.

ad. b) Tereny leśne — zaliczone do nich zostały lasy, tereny o roślinności naturalnej oraz mokradła. Według kodów CLC są to:

- 311, Lasy — Lasy liściaste;
- 312, Lasy — Lasy iglaste;
- 313, Lasy — Lasy mieszane;
- 321, Tereny zróżnicowanej roślinności naturalnej — Murawy i pastwiska naturalne;
- 322, Tereny zróżnicowanej roślinności naturalnej — Wrzosowiska i zakrzaczenia;
- 323, Tereny zróżnicowanej roślinności naturalnej — Roślinność sucholubna;
- 324, Tereny zróżnicowanej roślinności naturalnej — Lasy w stanie zmian;
- 141, Tereny zielone nierolnicze — Miejskie tereny zielone;
- 142, Tereny zielone nierolnicze — Tereny sportowe i wypoczynkowe;
- 411, Mokradła śródlądowe — Bagna śródlądowe;
- 412, Mokradła śródlądowe — Torfowiska.

ad. c) Tereny zabudowane — zaliczono do nich tereny zabudowane i przemysłowe, czyli według kodów CLC są to:

- 111, Tereny zabudowane — Zabudowa zwarta;
- 112, Tereny zabudowane — Zabudowa luźna;
- 121, Strefy przemysłowe, handlowe i związane z komunikacją — Strefy przemysłowe lub handlowe;
- 122, Strefy przemysłowe, handlowe i związane z komunikacją — Tereny komunikacyjne i związane z komunikacją (drogową i kolejową);
- 123, Strefy przemysłowe, handlowe i związane z komunikacją — Porty;
- 124, Strefy przemysłowe, handlowe i związane z komunikacją — Lotniska.

Dodatkowo dla terenów zabudowanych wprowadzono rozróżnienie pomiędzy terenami miejsko-przemysłowymi i wiejskimi. Spośród grupy kodów CLC przypisanych terenom zabudowanym wyróżniono zabudowę luźną — kod 112 i przyjęto, że odpowiada ona zabudowie wiejskiej.

ad. d) Tereny odsłonięte są to obszary pozbawione pokrywy roślinnej i glebowej. Wydzielenia te pokrywają się z terenami o podwyższonym wskaźniku infiltracji ze względu na rodzaj pokrycia terenu, czyli z terenami, dla których przy określeniu wielkości zasilania zastosowano współczynnik korygujący $\beta = 1,2$ (por. rozdz. 6.1.2.ii). Według kodów CLC są to:

- 131, Kopalnie odkrywkowe, zwałowiska i budowy — Kopalnie odkrywkowe;
- 132, Kopalnie odkrywkowe, zwałowiska i budowy — Zwałowiska i hałdy;
- 133, Kopalnie odkrywkowe, zwałowiska i budowy — Budowy;
- 331, Odsłonięte powierzchnie z ubogą roślinnością lub bez — Plaże, wydmy, piaski;
- 332, Odsłonięte powierzchnie z ubogą roślinnością lub bez — Odsłonięte skały;
- 333, Odsłonięte powierzchnie z ubogą roślinnością lub bez — Roślinność rozproszona;
- 334, Odsłonięte powierzchnie z ubogą roślinnością lub bez — Pogorzelska.

Dla przedstawionych czterech podstawowych form zagospodarowania terenu przyjęto odpowiednie wielkości ładunku azotu azotanowego — L_N .

Dla terenów rolniczych zaproponowano 2 scenariusze zagrożenia:

scenariusz I — maksymalne zagrożenie

Ładunek azotu przyjęto dla wszystkich terenów rolniczych na tym samym poziomie:

$$L_N = 0,15 \cdot 170 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{rok}) = 25,5 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{rok}) \quad (8)$$

Ilość 170 kg N/(ha·rok) jest maksymalną dopuszczalną dawką nawozową azotu wg Dyrektywy azotanowej (91/676/EEC), a współczynnik 0,15 obrazuje w uproszczeniu, jaka część dawki nawozów ulega wymyciu w głąb profilu glebowego i następnie migruje pionowo poprzez strefę aeracji wraz z infiltrującą wodą. Wartość współczynnika przyjęto w myśl Rozporządzenia MŚ (2002a), które w załączniku nr 6 zawiera wzory do określenia zawartości azotu azotanowego w płytkich wodach gruntowych. Komentarz dotyczący możliwości adaptowania tych wzorów dla potrzeb przybliżonego oszacowania stężenia azotanów w wodzie infiltrującej do wód gruntowych zawiera praca Żurek i in. (2004).

scenariusz II — aktualne zagrożenie

Ładunek azotu przyjęto jako wartości zróżnicowane w zależności od zużycia nawozów azotowych w poszczególnych województwach w latach 2006–2008 (GUS, 2009). Dodatkowo uzyskano dane o dawce nawozów mineralnych w roku 2009 z Banku Danych Regionalnych — www.stat.gov.pl/bdl/html, od 01.12.2010 jest to Bank Danych Lokalnych. Uzyskane dane zestawiono w tabeli 12. Kolumna 6 tej tabeli zawiera wykorzystaną wartość L_N odpowiednią dla poszczególnych województw, uzyskaną po przemnożeniu całkowitej rzeczywistej dawki nawozów azotowych przez współczynnik 0,15.

Dla terenów leśnych proponuje się przyjąć stały ładunek azotu:

$$L_N = 0,5 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok}).$$

Ładunek ten odpowiada średniemu stężeniu azotanów $\text{CNO}_3 = 2 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ występującemu przy średniej intensywności infiltracji wynoszącej 100 mm/rok. Przyjętą wartość stężenia azotanów dla płytkich wód podziemnych pod lasami, uznano za reprezentatywną na podstawie pomiarów terenowych zrealizowanych w ramach różnych prac. Uzyskane wartości są następujące:

- średnio 2,16 mg NO_3/dm^3 w lasach Wierchosławickich (Pojałowska, 2008);
- 2,2 mg NO_3/dm^3 w obszarach leśnych zlewni zlokalizowanej na obszarze Niecki Radomskiej (Bednarczyk, 2006);
- 2,97 mg NO_3/dm^3 w zlewni Tarczówki w Puszczy Niepołomickiej (Włodarczyk, 2010);
- średnio < 2 mg NO_3/dm^3 według Instytutu Botaniki PAN dla Puszczy Niepołomickiej w okresie od 08.1999 do 06.2000; w opadzie 3,5 mg NO_3/dm^3 (Ciaśtoń, 2004, na podstawie danych Instytutu Botaniki PAN);
- średnio 3,4 mg NO_3/dm^3 dla obszarów leśnych małej zlewni w rejonie Ropczyc (Ziarnik, 2004);
- średnio 6 mg NO_3/dm^3 dla źródeł jurajskich drenujących obszary pokryte lasem (Żurek i in., 2010).

Tabela 12. Roczne dawki nawozów azotowych i odpowiadające im ładunki azotu dla użytków rolnych (L_N) według województw [$\text{kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok})$], (GUS 2009; Bank Danych Lokalnych)

Województwo	Dawka nawozów mineralnych średnia 2006–2008	Dawka nawozów mineralnych 2009	Dawka nawozów organicznych średnia 2006–2008	Suma dawki nawozów mineralnych i organicznych 2006–2008	$L_N = 0,15$ sumy dawki nawozów 2006–2008
1	2	3	4	5	6
dolnośląskie	75,9	89,9	15,3	91,2	13,7
kujawsko-pomorskie	99,7	104,2	42,5	142,2	21,3
lubelskie	59,3	53,9	27,1	86,4	13,0
lubuskie	69,8	71,2	20	89,8	13,5
łódzkie	76	69,2	40,5	116,5	17,5
małopolskie	35,9	29,7	36,6	72,5	10,9
mazowieckie	59,5	54,1	41,6	101,1	15,2
opolskie	88,6	104,5	26,4	115	17,3
podkarpackie	34,6	30,1	25,1	59,7	9,0
podlaskie	47,1	50,8	49,9	97	14,6
pomorskie	71,3	81	30,1	101,4	15,2
śląskie	59	58	34,5	93,5	14,0
świętokrzyskie	55,2	44,1	32,4	87,6	13,1
warmińsko-mazurskie	76	74,8	37,1	113,1	17,0
wielkopolskie	86,2	87,7	59	145,2	21,8
zachodniopomorskie	74,2	77,4	14,4	88,6	13,3
Polska – średnio	67,9	68	36	103,9	15,6

W pracy Żurek i Ciastoń (2005) zestawiono także następujące wartości średnie stężeń azotanów w wodach gruntowych na obszarach leśnych zaczerpnięte z literatury:

- 3,58 $\text{mg NO}_3/\text{dm}^3$ w środkowej Wielkopolsce (Górski, 1989);
- 1,01–1,72 $\text{mg NO}_3/\text{dm}^3$ w Puszczy Augustowskiej (Janek, 2002);
- 0,05–0,28 $\text{mg NO}_3/\text{dm}^3$ w Puszczy Zielonka k. Poznania (Miler i in., 2001);
- 0,44–0,89 $\text{mg NO}_3/\text{dm}^3$ w Parku Krajobrazowym Dolina Baryczy (Pulikowski i in., 2002);
- 0,57 $\text{mg NO}_3/\text{dm}^3$ w Puszczy Boreckiej (Mazurek, Zwolińska, 2000–2002);

- 0,29–0,6 mg NO₃/dm³ w Borach Tucholskich (Kachnic, 2004);
- 0,63 mg NO₃/dm³ w Puszczy Niepołomickiej (Ciastoń, 2004).

Dla terenów zabudowanych zaproponowano dwie wartości ładunku azotu:

Dla obszarów o zabudowie zwartej przyjęto, że są skanalizowane, co dla przeciętnego stężenia azotanów (10 mg NO₃/dm³) w płytkich wodach podziemnych, w obszarach zabudowanych, daje ładunek równy:

$$L_N = 2,3 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok}).$$

Dla obszarów z zabudową luźną założono brak kanalizacji i stąd przyjęto dwukrotnie wyższy ładunek azotu:

$$L_N = 4,6 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok}),$$

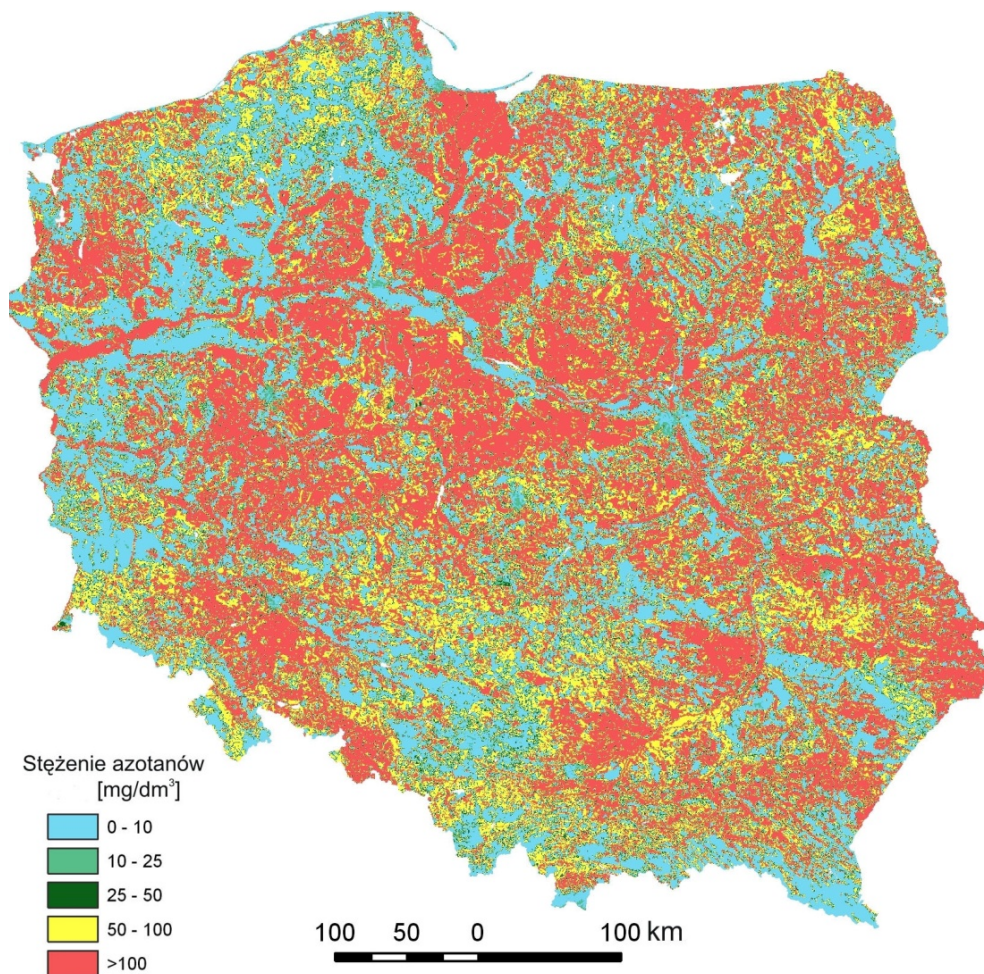
co odpowiada stężeniu 20 mg NO₃/dm³, a takiego rzędu średnie stężenia azotanów występują w wodzie ze źródeł o strefach zasilania położonych na obszarach wsi (Żurek i in., 2010).

Dla terenów odsloniętych przyjęto stały ładunek azotu:

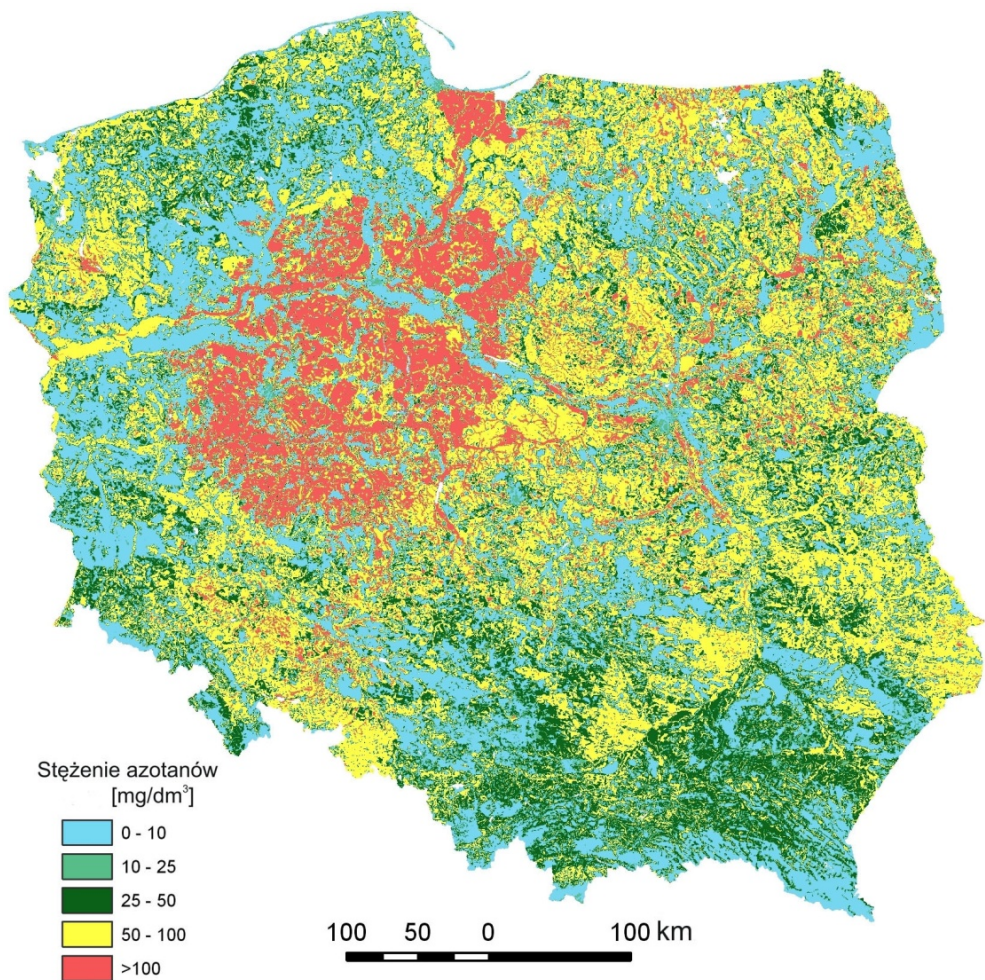
$$L_N = 5,5 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok}).$$

Jest to ładunek odpowiadający średniemu stężeniu azotu w wodzie przesiąkającej przez pozbawione okrywy roślinnej i wypełnione piaskiem lizymetry (Żurek, 2010), które w okresie czerwiec 2009–czerwiec 2010 wynosiło $C_N \approx 5,5 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (Drabik, 2010) oraz średniej wartości infiltracji równej 100 mm/rok.

Warstwa D na rysunku 19 jest mapą wynikową obrazującą rozkład przestrzenny stężeń azotanów w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych w zlewni Raby dla scenariusza II. Natomiast mapę wynikową dla obszaru całej Polski przedstawiają odpowiednio: dla scenariusza I — rysunek 20, a dla scenariusza II — rysunek 21.



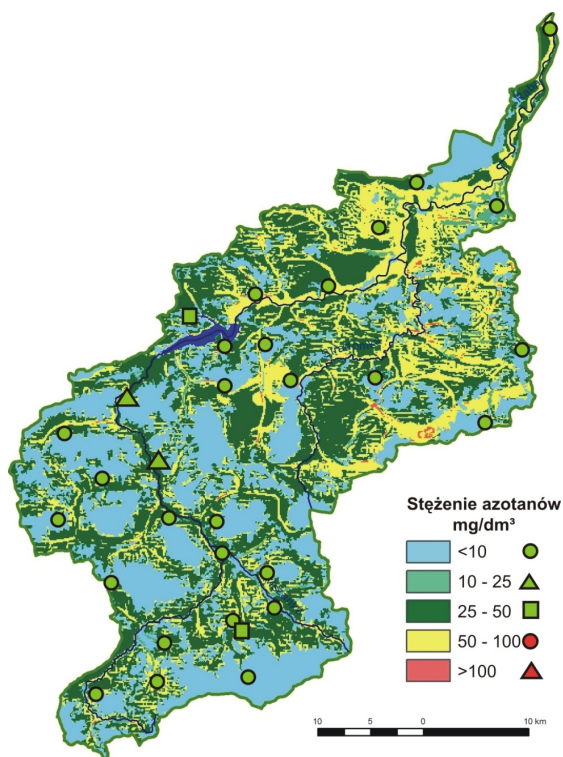
Rysunek 20. Mapa stężenia azotanów (CNO_3) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych. Scenariusz I — obliczenie dla maksymalnego dopuszczalnego Dyrektywą azotanową poziomu nawożenia wynoszącego $170 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{rok})$



Rysunek 21. Mapa stężenia azotanów (NO_3^-) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych. Scenariusz II — obliczenie dla aktualnego średniego poziomu nawożenia azotem w poszczególnych województwach przyjętego wg GUS (2009)

9.3. Komentarz do zasięgu stref wrażliwych na zanieczyszczenie azotanami

Porównanie prognozowanych stężeń azotanów w płytkich wodach podziemnych dla scenariusza II, ze stężeniami rejestrowanymi w punktach obserwacyjnych w wybranej do porównania zlewni Raby (Paszkievicz, 2009) wskazuje na podobny rząd wielkości stężeń, odpowiadających średniemu aktualnemu poziomowi nawożenia (rys. 22).



Rysunek 22. Mapa prognozowanych stężeń azotanów w strumieniu zasilającym płytkie systemy wodonośne w wybranej zlewni Raby dla scenariusza II, wraz z wynikami badań monitoringowych zrealizowanych w roku 2007

Taka zgodność w przypadku zlewni Raby może być związana z charakterem samej zlewni i jej zagospodarowaniem. Jest to w znacznej części zlewnia góraska i pokryta lasami, dla których przyjęte ładunki azotu są niewielkie. Dodatkowo obszar zlewni w całości znajduje się na obszarze województwa małopolskiego, gdzie średnie zużycie nawozów azotowych jest o około 30% niższe od wartości średniej dla Polski (tab. 12). Porównania bardziej szczegółowe nie są jednak uprawnione ze względu na przyjęcie średniego poziomu nawożenia na wszystkich obszarach gruntów rolnych. Właściwej oceny można dokonać po wzbogaceniu bazy o przestrzenną zmienność nawożenia, choćby w skali gminy. Możliwe jest daleko idące uszczegółowienie zadawanych ła-

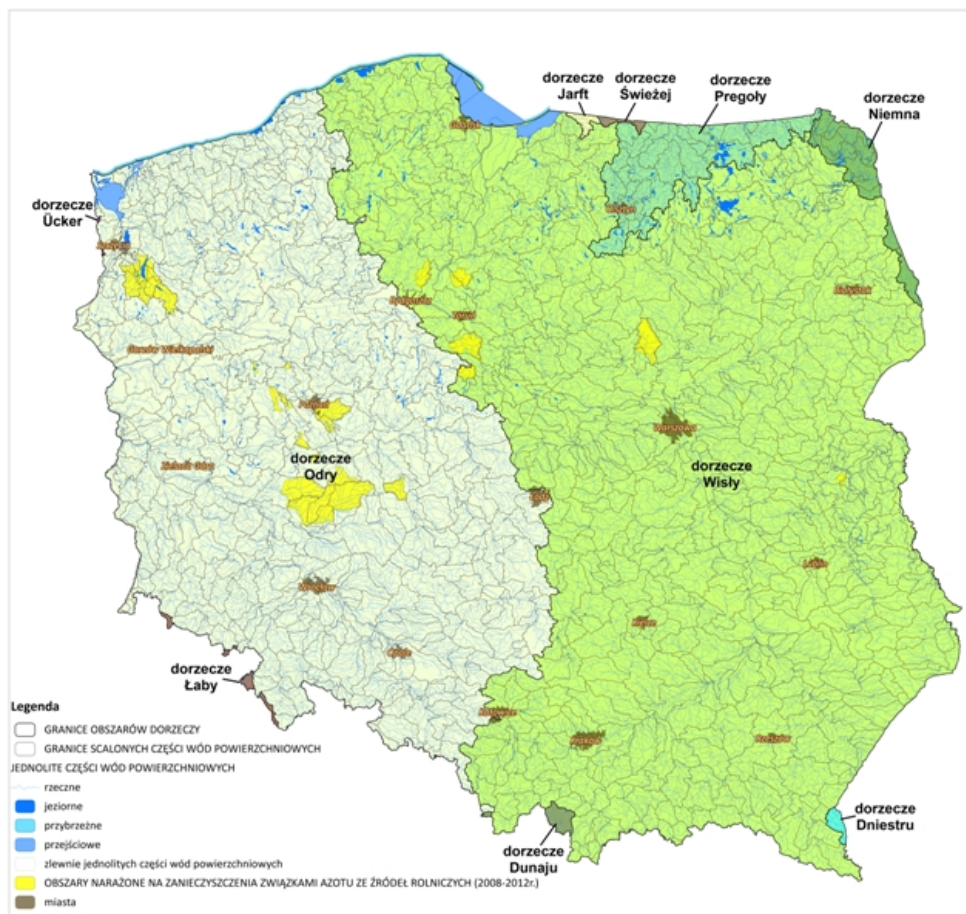
dunków zanieczyszczenia, gdyż baza danych *Mapy* pozwala na różnicowanie informacji z dokładnością do 1 ha.

Przyjmując, że za strefy wrażliwe na zanieczyszczenie azotanami traktuje się obszary, gdzie spodziewane stężenia azotanów są wyższe niż $50 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ widać, że stanowią one, przy przyjętych założeniach, znaczny odsetek powierzchni Polski (rys. 19 i 20). Dla scenariusza I dopuszczającego maksymalne dopuszczalne zużycie nawozów azotowych, strefy te obejmują praktycznie większość powierzchni kraju. W przypadku scenariusza II widać wyraźnie, że obszary te są ograniczone do terenów rolniczych w województwach o najwyższym zużyciu nawozów azotowych. Uzyskany w wyniku przedstawionych obliczeń obraz bardzo wyraźnie kontrastuje z zasięgami tych stref widocznymi na *Mapie obszarów szczególnie narażonych, w których odpływ azotu ze źródeł rolniczych należy ograniczyć* (rys. 23 i 24). OSN wyznaczone w latach 2004–2008 (rys. 23) zostały niedawno ograniczone i aktualnie, czyli w latach 2008–2012 obowiązują inne OSN (rys. 24).



Rysunek 23. Mapa Polski z obszarami szczególnie narażonymi, w których odpływ azotu ze źródeł rolniczych należy ograniczyć, zatwierdzonymi w grudniu 2003 (www.azotany.pl)

Tendencja ograniczenia powierzchni obszarów narażonych na zanieczyszczenie związkami azotu z rolniczych ognisk zanieczyszczeń jest odwrotna od wyraźnego trendu wzrostowego zużycia nawozów azotowych. Według GUS (2009) średnie zużycie sztucznych nawozów azotowych w Polsce w sezonie 1999/2000 wynosiło 48,4 kg N/(ha-rok), natomiast w sezonie 2007/08 wynosiło już 70,7 kg N/(ha-rok). W województwach o największym zużyciu nawozów, czyli wielkopolskim i kujawsko-pomorskim, aktualne zużycie nawozów przekroczyło 140 kg N/(ha-rok) i wykazuje tendencję wzrostową, przybliżając się do wartości dopuszczalnej 170 kg N/(ha-rok).



Rysunek 24. Mapa Polski z obszarami narażonymi na zanieczyszczenie związkami azotu z rolniczych ognisk zanieczyszczeń (OSN) obowiązującymi w okresie 2008–2012 (http://www.rdw.org.pl/materialy/_upload/image/mapa4c_osn.jpg)

W związku z powyższym, konieczne są legislacyjne prace nowelizujące oficjalnie zalecaną metodykę regionalnej oceny ładunku azotanów wymywanego do wód podziemnych (Rozporządzenie MŚ, 2002a), ponieważ obecnie zalecane prawnie formuły obli-

czenia są zbyt uproszczone i nie uwzględniają kryteriów hydrogeologicznych (Żurek i in., 2004). Najistotniejszym zagadnieniem wydaje się być bardziej wiarygodna ocena wielkości ładunku azotu wymywanego do wód podziemnych i ustalenie różnych wskaźników wymycia w zależności o dawki nawozu, charakteru uprawy i warunków glebowych.

Obliczone stężenia i/lub ładunki można bilansować nie tylko w skali całego kraju, ale również w obszarach zlewni rzecznych. Można w ten sposób uzyskać przybliżony ładunek azotanów wnoszonych z wodami podziemnymi do rzek, czy też stężenia azotanów w rzekach, które będą występować przy przepływach niskich, kiedy rzeki są zasilane praktycznie wyłącznie przez odpływ podziemny. Jest to szczególnie istotne, ponieważ przepływy niskie w rzekach występują przez większą część czasu. Uzyskane wartości będą wiarygodne dla systemów krążenia lokalnego, związanego z drenażem płytkich wód podziemnych, a zatem najbardziej narażonych na zanieczyszczenia antropogeniczne.

Na podstawie planszy 1, czyli *Mapy podatności płytkich wód podziemnych*, wyrażonej poprzez czas pionowej migracji zanieczyszczeń konserwatywnych przez glebę i strefę aeracji, możliwa jest przybliżona ocena opóźnienia reakcji systemu krążenia płytkich wód podziemnych na zmianę poziomu nawożenia. Z kolei opóźnienie związane z czasem lateralnego, tzn. zbliżonego do poziomego, przepływu wód podziemnych do rzek można oszacować na podstawie strzałek pokazujących na tej planszy, zarówno kierunki, jak i czasy przepływu.

Spis literatury i wykorzystanych materiałów dokumentacyjnych

- Aller L., Bennett T., Lehr J.H., Petty R.J., Hackett G., 1987 – *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeological Settings*. U.S. Geol. Survey., Ada, Oklahoma.
- Bedessem M.E., Casey B., Frederic K., Nibbelink N., 2005 – *Aquifer Priorization for Ambient Ground Water Monitoring*. Ground Water. Monitoring & Remediation, 25(1).
- Bednarczyk D., 2006 – *Ocena poziomu wymycia azotanów do wód podziemnych w małej zlewni rolniczej z obszaru kredowej Niecki Radomskiej metodą bilansu masy*. Praca dyplomowa, KHiGI AGH, Kraków (nie publ.).
- Büttner G., Kosztra B., 2007 – *CLC2006. Technical Guidelines, Final Draft*. The European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- Celico F., Naclerio G., 2005 – *Verification of a DRASTIC-based Method for Limestone Aquifers*. Water International, 30(4):530 – 537
- Ciastoń A., 2004 – *Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenia atmosferyczne na obszarach leśnych*. Praca dyplomowa, ZHiOW AGH, Kraków (nie publ.).
- Civita M., De Maio M., 2004 – *Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach*. Geofísica Internacional, 43 (4):513–532.
- CLC 2006 – *CORINE Land Cover. EEA Reports about Europe's environment*. The European Environment Agency, Com. of the European Communities, Copenhagen. *Database for Poland*. GIOŚ, Warszawa.
- Collin M.L., Melloul A.J., 2003 – *Assessing groundwater vulnerability to pollution to promote sustainable urban and rural development*. Jour. of Cleaner Production, 11(7):727–736.
- Common Strategy, 2001 – *Common Strategy on the Implementation of the Water Framework Directive*. Strategic Document, European Commission, 2001.
- Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 *on the quality of water intended for human consumption*. Official Jour. of Euro. Com., L 330.
- Daly D., Dassargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S., Popescu I.C., Zwahlen F., 2002 – *Main concepts of the „European approach“ to karst-groundwater vulnerability assessment and mapping*. Hydrogeology Jour., 10:340–345.

- Dąbrowski S., 1990 – *Hydrogeologia i warunki ochrony wód podziemnych Wielkopolskiej Doliny Kopalnej*. Publ. CPBP 04.10., z.65, Wyd. SGGW-AR, Warszawa, 56 p.
- De Vries J.J., Simmers I., 2002 – *Groundwater recharge: an overview of processes and challenges*. *Hydrogeology Jour.*, 10:5–17.
- Decyzja, 2001 – *Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC*. *Official Jour. of Euro. Com.*, L 331.
- Denny S.C., Allen D.M., Journeay J.M., 2007 – *DRASTIC-Fm: a modified vulnerability mapping method for structurally controlled aquifers in the southern Gulf Islands, British Columbia, Canada*. *Hydrogeology Jour.*, 15: 483–493.
- Dillon P., Simmers I., 1998 – *Shallow groundwater systems. IAH International Contributions to Hydrogeology*, v.18. Balkema, Rotterdam.
- Directive 91/676/EEC – *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 roku dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych*. (Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 on nitrates from agricultural sources).
- Dixon B., 2005 – *Applicability of neuro-fuzzy techniques in predicting ground-water vulnerability: a GIS-based sensitivity analysis*. *Jour. of Hydrology*, 309:17–38.
- Dixon B., Scott H.D., Dixon J.C., Steele K.F., 2002 – *Prediction of aquifer vulnerability to pesticides using fuzzy rule-based models at the regional scale*. *Phys. Geogr.*, 23:130–153.
- Dobrzański B., Zawadzki S. (red.), 1981 – *Gleboznawstwo*. Państwowe Wyd. Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Doerfliger N., Jeannin P.Y., Zwahlen F., 1999 – *Water vulnerability assessment in karst environments: A new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method)*. *Environ. Geol.*, 39(2):165–176.
- Dowgiałło J., Kleczkowski A.S., Macioszczyk T., Rózkowski A. [Red.], 2002 – *Słownik hydrogeologiczny*. Dep. Geologii, Min. Środowiska, Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- Drabik J., 2010 – *Ocena parametrów migracji związków azotowych przez strefę aeracji na podstawie badań lizymetrycznych*. Praca dyplomowa, KHIGI AGH, Kraków (nie publ.).

- Duda R., Foryciarz K., Żurek A., 1999 – *Możliwości przedstawiania map odporności zbiorników wód podziemnych na zanieczyszczenie z wykorzystaniem GIS*. [W:] G. Szpor, D. Kereković [Red.] Spatial information management in the new millennium. Zarządzanie informacją przestrzenną w nowym tysiącleciu. Wyd. Techniki Uniw. Śląskiego, Stow. SILGIS Center, Katowice: p.108–113.
- Duda R., Witczak S., Żurek A., 2003 – *Koncepcja mapy podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie*. Współczesne Problemy Hydrogeologii, tom XI/1: 269 – 278.
- Duda R., Witczak S., Bednarczyk S., 1996 – *Możliwość wykorzystania regionalnego monitoringu wód podziemnych do oceny zmian jakości wód rzecznych*. [W:] Sozański M. [Red.] Municipal and rural water supply and water quality. Zapotrzebowanie w wodę miast i wsi. Mat. Międz. Konf. Nauk.–Tech., Pol. Zrzesz. Inż. i Techn. Sanitarnych, Poznań: p.147–159.
- Duer I., Fotyma M., Madej A. (red), 2004 – *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej*. Min. Rolnictwa i Rozwoju Wsi i Min. Środowiska, Warszawa, Wyd. Fundacja Programów Pomocy dla Rolnictwa, 96p.
- DWD, 1998 – *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 1998/83/WE z 3 listopada 1998 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 330.
- DWP, 2006 – *Dyrektywa 2006/118/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu*. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 372/19.
- Dyrektywa Azotanowa, 1991 – *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 91/676/EWG z 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych*. (Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 on nitrates from agricultural sources).
- Dyrektywa, 1976 – *Dyrektywa 76/464/EWG w sprawie substancji niebezpiecznych*.
- Dyrektywa, 1980 – *Dyrektywa 80/68/EWG w sprawie ochrony wód podziemnych*.
- Dyrektywa, 1991a – *Dyrektywa 91/414/EEC w sprawie wprowadzania na rynek środków ochrony roślin*.
- Dyrektywa, 1991b – *Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych*.
- Focazio M. J., Reilly T. E., Rupert M. G., Helsel D. R., 2001: *Assessing ground–water vulnerability to contamination: providing scientifically defensible information for decision makers*. U.S. Geological Survey Circular 1224.
- Foster S., Hirata R., Gomes D., D’elia M., Paris M., 2002 – *Groundwater Quality Protection. A guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies*. The World Bank Washington D.C. p.103.

- Foster S.S.D., 1987 – *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. [W:] van Duijvenboden W., van Waegeningh H.G. [Red.] Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants. TNO Comm. on Hydro. Research. Hague, Proc. and Inform., 38:69–86.
- Gemitzi A., Petalas C., Tsihrintzis V.A., Pisinaras V., 2006 – *Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques*. Environ. Geol., 49:653–673.
- Gogu R.C., Dassargues A., 2000a – *Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods*. Environ. Geol., 39(6):549–559.
- Gogu R.C., Dassargues A., 2000b – *Sensitivity analysis for the EPIK method of vulnerability assessment in a small karstic aquifer, southern Belgium*. Hydrogeology Jour., 8:337–345.
- Górski J., 1989 – *Główne problemy chemizmu wód podziemnych utworów kenozoiku środkowej Wielkopolski*. Zesz. Nauk. AGH, Geologia z. 45, 108 s.
- GUS, 2009 – *Ochrona środowiska. Informacje i opracowania statystyczne*. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Hannapel S., Voight H.J., 1999 – *Vulnerability maps as a tool for groundwater protection – case studies from Eastern Germany*. [W] Fendekova M., Fendek M., [Red] Hydrogeology and Land Use Management, Proc. XXIX Congress IAH, Bratislava, p. 59–64.
- Healy R.W., 2010 – *Estimating Groundwater Recharge*. Cambridge Univ. Press, 245 p.
- Herbich P., Nidental M., Woźnicka M., 2008 – *Wskazania metodyczne do opracowania warstw informacyjnych bazy danych GIS Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000 „pierwszy poziom wodonośny – wrażliwość na zanieczyszczenie i jakość wód”*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
http://www.psh.gov.pl/plik/id,4705,v,artykul_3330.pdf
- Herbich P., Kapuściński J., Nowicki K., Prażak J., Skrzypczyk L., 2009 – *Metodyka wyznaczania obszarów ochronnych głównych zbiorników wód podziemnych dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy*. Ministerstwo Środowiska, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa.
http://www.psh.gov.pl/plik/id,4712,v,artykul_3338.pdf
- Herbich P., Woźnicka M., Witczak S., 2010 – *Hydrogeological cartography as a tool supporting spatial planning and environmental protection*. Przegląd Geolog. 58(9/1): 746–753.

- Holman D., 1985 – *Groundwater Potential Pollution Risk Assessment Index* [W:] Zaporozec A. [Red.] *Groundwater Protection Principles and Alternatives for Rock County, Wisconsin*. Wisconsin Geol. and Nat. History Survey Spec. Rep., 8, Madison.
- Holting B., Haertle T., Hohberger K.H., Nachtigal K.H., Villinger E., Weinzierl W., Wrobel J.P., 1995 – *Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung*. Geol. Jahrbuch, Reihe C, Heft 63, Hannover.
- IMGW, 2010 – *Przeglądowa mapa rocznej sumy opadów atmosferycznych dla Polski*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, o. w Krakowie (nie publ.).
- Instrukcja, 2003 – *Instrukcja urządzania lasu. Część 2 – Instrukcja wyróżniania i kartowania siedlisk leśnych*. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Wyd. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- IUNG, 1992 – *Mapa glebowa 1:500 000. Wersja GIS*. Instytut Uprawy i Nawożenia w Puławach.
- Janek M., 2002 – *Jakość wód gruntowych i powierzchniowych dwóch wybranych zlewni leśnych*. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska, z. 4–Ś, 59–66, Wyd. Politechniki Krakowskiej.
- Kachnic J. 2004 – *Warunki hydrogeochemiczne w zlewniach Wdy i Mątaawy*, Praca doktorska, Uniwersytet M. Kopernika w Toruniu (nie publ.).
- Kania J., Haładus A., Witczak S., 2006 – *On modelling of ground and surface water interactions*. [In:] A. Baba, K.W.F. Howard, O. Gunduz [eds.]. *Groundwater and ecosystems: Proc. of the NATO advanced research workshop on Groundwater and ecosystems*. Canakkale, Turkey, 2005. NATO Science Series. IV, Earth and Environmental Sciences, (70):183–194, Springer.
- Karwel A.K., Ewiak I., 2006 – *Ocena dokładności modelu SRTM na obszarze Polski*. Arch. Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji, v.16: 289–296.
- Kleczkowski A.S. [Red.], 1990a – *Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) wymagających szczególnej ochrony*. CPBP 04.10. Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego. Wyd. Akademii Górniczo-Hutniczej, Kraków.
- Kleczkowski A.S. [Red.], 1990b – *Główne zbiorniki wód podziemnych w Polsce – własności hydrogeologiczne, jakość wód, badania modelowe i poligonowe*. Pub. CPBP 04.10., Z. 55, Wyd. SGGW-AR, Warszawa.
- Kleczkowski A.S., 2001 – *Ochrona hydrosfery i zasobów wód*. [W:] Kotarba M. [Red.] *Przemiany środowiska naturalnego a ekorozwój*. Wyd. TBPS GEOSFERA, Kraków, p. 29–48.
- Kolago C. i in., 1955–1968 – *Przeglądowa mapa hydrogeologiczna Polski 1: 300 000*. Wyd. Geologiczne, Warszawa.

- Kondracki J., 1998 – *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa.
- Krogulec. E., 2004 – *Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia w dolinie rzecznej na podstawie przesłanek hydrodynamicznych*. Wyd. Uniw. Warszawskiego, Geologia, 178 p.
- Kudłacik J. i in., 2005 – *Mapa wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie. Skala 1 : 500 000 wraz z objaśnieniami tekstowymi*. Arcadis – Ekokonrem, Wrocław (nie publ.).
- KZGW, 2008 – *Plan gospodarowania wodami w obszarze dorzecza Wisły - Projekt*. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- KZGW, 2011a – *Mapa dorzeczy i regionów wodnych*.
http://www.kzgw.gov.pl/files/file/Materialy_i_Informacje/Dyrektywy_Unijne/Wodna/Mapa%20dorzeczy%20i%20regionow%20wodnych.pdf
- KZGW, 2011b – *Plan gospodarowania wodami w obszarze dorzecza Odry*. Monitor Polski 2011/40, poz. 451, p.1990–2347.
- Limisiewicz P., 1997 – *Naturalna odporność wód podziemnych na zanieczyszczenie a obserwowane skażenie azotanami w zlewni rzeki Oławy*. [W:] Górski J., Liszkowska E. [Red.] *Współczesne Problemy Hydrogeologii*, T.VIII, Wyd. WIND, Wrocław, p. 149–152.
- Limisiewicz P., 1998 – *Ocena podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie w wybranych zlewniach Dolnego Śląska*. Instytut Nauk Geol., Uniw. Wrocławski, praca doktorska (nie publ.)
- Lobo-Ferreira J.P., Oliveira M.M., 1997 – *DRASTIC groundwater vulnerability mapping of Portugal*. [W:] *Groundwater: An Endangered Resource. Proc. of the 27th Congr. of the Int. Ass. for Hydraulic Research*, San Francisco, USA, pp. 132–137.
- Marks L., Ber A., Gogołek W., Piotrowska K. (red.), 2006 – *Mapa geologiczna Polski w skali 1:500 000*. Min. Środowiska i Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Mazurek M., Zwoliński Z., 2000–2002 – *Stan geosystemów Polski w roku 1999 (2000) (2001)*, Instytut Badań Czwartorzędu i Geoekologii UAM, Poznań [Online] <http://main.amu.edu.pl/~zmsp/stan00/stan2000.html>
- Meijerink A.M.J., de Brouwer H.A.M., Mannaerts C.M., Valenzuela C.R., 1994 – *Introduction to the use of geographic information systems for practical hydrology*. ITC Publication, 23, Enschede, Netherlands.
- Melloul A., Albert J., Collin M., 2006 – *Lithological mapping of the unsaturated zone of a porous media aquifer to delineate hydrogeological characteristic areas: Application to Israel's coastal aquifer*. *African Jour. of Agricultural Research*, 1(3):47–56.

- Miler A.T., Okoński B., Grajewski S., 2002 – *Jakość wód gruntowych wybranych siedlisk Puszczy Zielonka*. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska z. 4–Ś, 77–84, Wyd. Politechniki Krakowskiej.
- Nawrocki P., Madgwick J., 1999 – *The Status of Wetlands in Poland*. WWF European Freshwater Programme.
- Nering K., 2009 – *SRTM – technologia obrazowania powierzchni Ziemi*. Czasopismo Techniczne, Ser. Środowisko, 106(1): 97–106, Wyd. Politechniki Krakowskiej.
- Neukum Ch., Hotzl H., Himmelsbach T., 2008 – *Validation of vulnerability mapping methods by field investigations and numerical modeling*. Hydrogeology Jour., 16(4): 641–658.
- Nowicki Z. (red.), 2009 – *Zadania Państwowej Służby Hydrogeologicznej w 2009 r. Zadanie 28: Charakterystyka geologiczna i hydrogeologiczna zweryfikowanych JCWPd*. Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa. http://www.psh.gov.pl/plik/id,5140,v,artykul_3722.pdf
- NRC, 1993 – *Groundwater vulnerability assessment, contamination potential potential under condition of uncertainty*. National Academy Press. Washington DC.
- Oświecimska-Piaso Z., Piórkowski H. i inni 2006 – *System Informacji Przestrzennej o Mokradałach Polski – GIS Mokradła*. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Ministerstwo Środowiska, <http://www.gis-mokradla.info/>
- Paczyński B. i in., 1999 – *Instrukcja opracowania i komputerowej edycji Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000*. Dep. Geologii, Min. Ochr. Środowiska Zasobów Natur. i Leśnictwa, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Paczyński B. (red.), Skrzypczyk L. (kier. projektu), 2003 - *Wstępna waloryzacja głównych zbiorników wód podziemnych w Polsce w aspekcie oceny wartości użytkowych zgromadzonych w nich wód, celowości i kolejności wprowadzenia zabiegów ochronnych*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa (nie publ.).
- Paczyński B., Sadurski A. (red.), 2007 – *Hydrogeologia regionalna Polski. Tom I – wody słodkie*. Min. Środowiska, Warszawa.
- Paszkievicz M., 2009 – *Metodyka gospodarowania zasobami wód podziemnych z uwzględnieniem ich jakości na przykładzie zlewni Raby*. Praca doktorska WGGiOŚ AGH, Kraków (nie publ.).
- Pojałowska N., 2008 – *Ocena wpływu ekosystemów leśnych na stan chemiczny płytkich wód podziemnych*. Praca dyplomowa, KHiGI AGH, Kraków (nie publ.).
- Pulikowski K., Paczyński M., Paluch J., Paruch A., 2002 – *Skład fizyczno–chemiczny wody w małej zlewni leśnej na Dolnym Śląsku*. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska z.4–Ś, 95–104, Wyd. Politechniki Krakowskiej.

- Quevauviller P., 2005 – *Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs*. Journal. Environ. Monit., 7:89–102.
- Ray J.A., O'dell P.W., 1993 – *DIVERSITY. A new method for evaluating sensitivity of groundwater to contamination*. Environ. Geol., 22:345–352.
- Ray J.A., Webb J.S., O'dell P.W., 1994 – *Groundwater sensitivity regions of Kentucky. Map 1:500 000*. Kentucky Dep. for Environ. Prot., Frankfort, Kentucky
- RDW, 2000 – *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 roku w sprawie ustanowienia ram działalności Wspólnoty w zakresie polityki wodnej*. (Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy). Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej, L 327.
- Robins N., Adams B., Foster S., Palmer R., 1994 – *Groundwater vulnerability mapping: the British perspective*. Hydrogeologie, 3: 35–42.
- Rodzoch A., 2009 – *Przeglądowa mapa izolinii wskaźnika odnawialności zasobów pierwszego poziomu wodonośnego z uwzględnieniem średnich i ekstremalnych wartości okresowego odpływu podziemnego w obszarze kraju na potrzeby oceny wrażliwości PPW na zanieczyszczenie*. Biuro Poszukiwań i Ochrony Wód – HYDROEKO, Warszawa (nie publ.).
- Rozporządzenie MŚ, 2002a – *w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r.*, Dz. U. 2002/241, poz. 2093.
- Rozporządzenie MŚ, 2002b – *w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r.*, Dz. U. 2003/4, poz. 44.
- Rozporządzenie MŚ, 2006a – *w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego z 24 lipca 2006 r.*, Dz.U. 2006/137, poz. 984.
- Rozporządzenie MŚ, 2006b – *w sprawie przebiegu granic obszarów dorzeczy i regionów wodnych z 27 czerwca 2006 r.* Dz. U. 2006/126, poz.878.
- Rozporządzenie MŚ, 2008 – *w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych z 23 lipca 2008 r.*, Dz. U. 2008/143, poz. 896.
- Rozporządzenie MZ, 2007 – *w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi z dnia 29 marca 2007 r.*, Dz.U. 2007/61, poz. 417 ze zmianami z dnia 20 kwietnia 2010 r. (Dz.U. 2010/72 poz. 466).

- Rózkowski A., Rudzińska-Zapaśnik T., Siemiński A. (Red.), 1997 – *Mapa warunków występowania, użytkowania, zagrożenia i ochrony zwykłych wód podziemnych Górnośląskiego Zagłębia Węglowego i jego obrzeżenia*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Rózkowski A., Witkowski A.J., Kowalczyk A., 2005 – *Vulnerability Maps of the Triassic Fractured-Karstic Aquifers of the Silesia-Cracow Monocline*, Kras i Speleologia, 11(XX):169-186, Katowice.
- Rupert M.G., 2001 – *Calibration of the DRASTIC Ground Water Vulnerability Mapping Method*. Ground Water, 39, no. 7-8.
- Schwartz M.O., 2006 – *Numerical modeling of groundwater vulnerability; the example Namibia*. Environ. Geol., 50: 237-249.
- Skrzypczyk L. i in., 2009 – *Mapa głównych zbiorników wód podziemnych w Polsce w skali 1:500 000, wg stanu CAG na koniec 2009 r.* Państwowy Instytut Geologiczny - PIB, Warszawa.
- Starkel L. (red.), 1980 – *Przeglądowa Mapa geomorfologiczna Polski w skali 1:500 000*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania, PAN, Warszawa.
- Staśko S., Olichwer T., Tarka R., 2010 – *Groundwater recharge – evaluation, methods and results*. XXXVIII IAH Congress: Groundwater Quality Sustainability, Krakow, 12–17 September 2010, Ext. Abstr. 2/335–341.
- Stockmarr J., 2001 – *Grudvandsovervagning 2001*. (Rezultaty monitoringu wód podziemnych za 2001 rok). GEUS (Duńsko-Grenlandzki Instytut Geologiczny). Kopenhaga.
- Suchożębrski J., 2001 – *Warunki migracji zanieczyszczeń do wód podziemnych w nizinnej zlewni rolniczej, na przykładzie zlewni górnej Wilgi*. [W:] Jaworski J., Skutnicki J. [Red.] *Dynamika obiegu wody w zlewniach rzecznych*. Wyd. Pol. Tow. Geofiz., Ser. Atlasy i Monografie, Warszawa, p. 155–166.
- Tarka R., Olichwer T., Staśko S., 2009 – *Mapa zasilania wód podziemnych na podstawie wskaźnika infiltracji, dla potrzeb realizacji Mapy wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie w skali 1:500 000*. Wyd. Nauk o Ziemi i Kształtowania Środowiska, Uniw. Wrocławski, Wrocław (nie publ.).
- Tesoriero A.J., Voss F.D., 1997 – *Predicting the probability of elevated nitrate concentrations in the Puget Sound Basin: implications for aquifer susceptibility and vulnerability*. Ground Water, 35, no. 6.
- Troiano J., Spurlock F., Marade J., 2000 – *EH 00-05. Update of the California vulnerability soil analysis for movement of pesticides to ground water: October 14, 1999. (verified November 23, 2009)*. California Department of Pesticide Regulation, Sacramento, California.

- Ulman–Bortnowska M., 1995 – *Dokumentowanie zbiorników wód podziemnych i ustalenie zasad ochrony obszarów ich zasilania*, Dep. Geologii, Min. Ochr. Środowiska Zasobów Natur. i Leśnictwa, Warszawa.
- Ustawa, 2001a – *Ustawa Prawo ochrony środowiska z 27 kwietnia 2001*, Dz.U. 2001/62, poz. 627.
- Ustawa, 2001b – *Ustawa Prawo wodne z 18 lipca 2001*, Dz.U. 2001/115, poz. 1229.
- Ustawa, 2007 – *Ustawa o nawozach i nawożeniu z 10 lipca 2007 r.*, Dz.U. 2007/147, poz. 1033.
- Vrba J., Zaporozec A. (Red.), 1994 – *Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability*. IAH, Intern. Contrib. to Hydrogeology, vol.16, Heise Verlag, Hannover.
- Winter T.C. i in. 1998 – *Ground Water and Surface Water: A Single Resource*. USGS Circular, 1139.
- Witczak S., Duda R., Szklarczyk T., Żurek A., 1996 – *Bilans wód podziemnych zlewni Koprzywianki*. Archiwum ZHiOW, AGH, Kraków (nie publ.).
- Witczak S., Szczepański A., Mikołajków J., Skrzypczyk L., 2010 – *Protection of groundwater quality and quantity of strategic groundwater resources of the Major Groundwater Basins*. Przegląd Geol., 58(9/1):754–761.
- Witczak S., Żurek A., 1994 – *Wykorzystanie map glebowo–rolniczych w ocenie ochronnej roli gleb dla wód podziemnych*. [W:] Kleczkowski A.S. [Red.] *Metodyczne podstawy ochrony wód podziemnych*. Wyd. Akademii Górniczo–Hutniczej, Kraków, p. 109–128.
- Witkowski A.J., Malik P., Fendek M., Vrana K., 1997 – *Koncepcja map podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie dla obszarów krasowych na przykładzie płaskowyżu Muranskiej Planiny*. [W:] Górski J., Liszkowska E. [Red.] *Współczesne Problemy Hydrogeologii*, T. VIII, Wyd. WIND, Wrocław, p. 491–494.
- Witkowski A.J., Kowalczyk A., Rubin K., Rózkowski A. 2002 – *Koncepcja map podatności wód podziemnych na przykładzie szczelinowo–krasowych zbiorników Triasu Śląskiego*. [W:] H. Rubin, K. Rubin, A.J. Witkowski [Red.] *Jakość i podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie*. Prace Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, v. 22, Wydz. Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec.
- Włodarczyk E., 2010 – *Ocena wpływu ekosystemów leśnych Puszczy Niepołomickiej na jakość płytkich wód podziemnych*. Praca dyplomowa, KHiGI AGH, Kraków (nie publ.).
- Ziarnik M., 2004 – *Metodyka wyznaczania stref podatnych na zanieczyszczenia azotanami pochodzącymi z ognisk rolniczych*. Praca dyplomowa ZHiOW AGH, Kraków (nie publ.).

- Zwahlen F., 2000 – *Vulnerability and Risk Mapping for the Protection of Karst Aquifers. Mid-term Progress Report*. COST Action 620, European Commission, Neuchâtel.
- Żurek A., 2010 – *Wstępna ocena składowych naturalnego bilansu wodnego na podstawie obserwacji w lizymetrach*. Przegląd Geol. 58(12): 1192–1197.
- Żurek A., Ciastoń A., 2005 – *Podatność wód podziemnych na zanieczyszczenia atmosferyczne na obszarach leśnych na przykładzie azotanów i siarczanów*. Współczesne problemy hydrogeologii, t. 12, Wydawnictwo UMK Toruń, s. 755–761.
- Żurek A., Czop M., Motyka J., 2010 – *Azotany w wodach jurajskiego piętra wodonośnego w rejonie Olkusza*. Geologia: kwartalnik AGH 36(1): 109–134.
- Żurek A., Duda R., Foryciarz K., Kolat., 1999 – *Rangowa ocena odporności zbiorników wód podziemnych z wykorzystaniem GIS*. [W:] Szpor G., Kerkowicz D. [Red.] Spatial information management in the new millennium. Zarządzanie informacją przestrzenną w nowym tysiącleciu. Wyd. Techniki Uniw. Śląskiego, Stow. SILGIS Center, Katowice, p. 129–135.
- Żurek A., Duda R., Witczak S., 2004 – *Realizacja zaleceń dyrektywy „azotanowej” w Polsce na tle innych krajów Unii Europejskiej*. [W:] Problemy wykorzystania wód podziemnych w gospodarce komunalnej. XV symp. nauk.-tech. Gospodarowanie wodami podziemnymi w Unii Europejskiej, PZiITS Częstochowa, s. 104–113.
- Żurek A., Witczak S., Duda R., 2002 – *Ocena podatności szczelinowych zbiorników wód podziemnych na zanieczyszczenie*. [W:] H. Rubin, K. Rubin, A.J. Witkowski [Red.] Jakość i podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie. Prace Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, 22: 241–254, Wyd. Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego, Sosnowiec.

Spis rysunków

- Rysunek 1. Złożony charakter przepływu wód podziemnych w trójwymiarowej przestrzeni skalnej (Winter i in., 1998, zmienione): 1 — lokalne systemy krążenia płytkich wód podziemnych drenowanych przez cieki i zbiorniki wód powierzchniowych; 2 — regionalny system przepływu wód podziemnych w głębszych strukturach wodonośnych 10
- Rysunek 2. A — Średni wieloletni odpływ podziemny w zlewni rzeki Wiśłoki na tle średnich niskich miesięcznych przepływów SNQ_m Wiśłoki w wieloletciu, w wodowskaziu Mielec (1); B, C, D — odpowiedź systemu hydrologicznego na zmniejszenie emisji antropogenicznych zanieczyszczeń wielkoprzestrzennych rejestrowana w punktach regionalnego monitoringu wód podziemnych (RMWP 2 i 3) oraz w wodzie rzeki Wiśłoki w wodowskaziu Mielec (1) 12
- Rysunek 3. Porównanie rocznej intensywności nawożenia [kg N/ha] z zawartością azotanów (NO_3) w wodach podziemnych w oparciu o wyniki duńskiego monitoringu wód (Stockmarr, 2001). Zestawienie uwzględnia opóźnienie, jakie wynika z wieku wód podziemnych. Datowanie wód metodą CFC pozwoliło odnieść zawartość azotanów w wodzie do nawożenia, które miało miejsce w czasie, kiedy dana porcja wody przenikała przez profil glebowy, infiltrując do wód podziemnych. Brak analiz wody z lat 1992–2000 wynika z braku wód o wieku krótszym niż 8 lat. Objasnienia: czerwona linia łączy zawartości NO_3 odpowiadające medianie (50%), zielone słupki obejmują zakres percentyli 25%–75% 14
- Rysunek 4. Przykład oceny potencjalnego zagrożenia wód podziemnych metodą DRASTIC (wg Żurek i in., 2002) 17
- Rysunek 5. Trójelementowy nomogram parametrów warstwy wodonośnej w metodzie DIVERSITY (wg Ray, O'dell, 1993). Rozciągnięcie skali dla dolnych klas w poszczególnych kolumnach nomogramu oznacza, że obecność makroporów o wymiarach 1–10 mm automatycznie zwiększa podatność 18
- Rysunek 6. Ocena stopnia potencjalnego zagrożenia stosowana dla głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce przez Kleczkowskiego i in. (1990a) 21
- Rysunek 7. Fragment Mapy w rejonie Krakowa: 1 — strzałka z przykładowym czasem [lata] i kierunkiem lateralnego przepływu wód w zlewni rzeki Szreniawy; 2 — obszar występowania lasów z płytkimi wodami podziemnymi, czyli na głębokości mniejszej niż 2 m p.p.t. 33
- Rysunek 8. Sekwencja warstw informacyjnych niezbędnych do wyznaczenia klas podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie; przykładowy teren jest obszarem 9 arkuszy MhP 1:50 000 (945 — numer arkusza). Kolejność idąc od dołu: A — Mapa pojemności wodnej profilu glebowego; B — Mapa infiltracji efektywnej; C — Mapa

<i>głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej przyjęta jako miąższość profilu strefy aeracji; D — Mapa dominujących litotypów skał profilu strefy aeracji; E — Mapa udziału utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji; F — Mapa wynikowa ukształtowana zgodnie z algorytmem</i>	46
<i>Rysunek 9. Mapa pojemności wodnej profilu glebowego (w_{og}); mapa wykonana przez agregację danych zawartych na cyfrowej Mapie glebowej Polski (IUNG, 1992)</i>	48
<i>Rysunek 10. Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego (β) zależnego od rodzaju zagospodarowania i pokrycia powierzchni terenu, objaśnienia w tekście.....</i>	52
<i>Rysunek 11. Rozkład przestrzenny wartości współczynnika korekcyjnego (δ) zależnego od głębokości występowania zwierciadła wód podziemnych, objaśnienia w tekście.....</i>	54
<i>Rysunek 12. Mapa wielkości infiltracji efektywnej opadów (R) w wieloleciu 1993–2002 [mm/rok].....</i>	55
<i>Rysunek 13. Mapa głębokości do zwierciadła wody pierwszej od powierzchni terenu warstwy wodonośnej (m_A); mapa opracowana na podstawie MhP 1:300 000 (Kolago i in., 1955–1968).....</i>	57
<i>Rysunek 14. Mapa dominujących litotypów skał strefy aeracji poniżej profilu glebowego; skala barw oznacza przyjętą pojemność wodną ośrodka hydrogeologicznego w_o [ułamek obj.]; litotypy utworów (1–7) zgodne z tabelą 9</i>	60
<i>Rysunek 15. Mapa udziału utworów słaboprzepuszczalnych w profilu strefy aeracji.....</i>	62
<i>Rysunek 16. Regionalizacja słodkich wód podziemnych Polski wg Kleczkowskiego (2001) za Witczak i in. (2010). Nazwy jednostek podano w tabeli 2. Objąsnienia: 1, 2 — masywy (M): 1a — ośrodek szczelinowy w skałach krystalicznych i metamorficznych (Pz) lub szczelinowo–porowy (c), 1b — ośrodek szczelinowo–porowy we fliszu karpackim (Tr, Cr) lub części mezozoicznej (M) masywu świętokrzyskiego (MSt); 2a — ośrodek szczelinowo–krasowy w węglanowych utworach dewońskich; 2b — ośrodek szczelinowo–krasowy w węglanowych utworach jury lub triasu; 3 — niecki kredowe (Cr), ośrodek szczelinowo–porowy; 4 — monoklina krakowsko–śląska (MoK–S), ośrodek szczelinowo–krasowy w utworach jury i triasu; 5 — prowincja hydrogeologiczna nizinna z najbardziej zasobnymi zbiornikami w utworach czwartorzędowych; 6 — granice jednostek hydrogeologicznych: a — głównych, b — drugorzędnych; 7 — granice pasm zbiorników czwarto–rzędowych; 8 — granice subniecek (SN) i subzbiorników (SZ): a — ośrodek porowy, b — ośrodek szczelinowo–krasowy, c — ośrodek szczelinowy lub szczelinowo–porowy; 9 — wiek (stratygrafia) zbiorników wód podziemnych; 10 — południowa granica występowania jednostek starszych pod grubszą pokrywą utworów czwartorzędowych i trzeciorzędowych; 11 — główne struktury hydro–geologiczne w utworach czwartorzędowych, 12 — ważne struktury kopalne w utworach czwarto–rzędowych.....</i>	68

<i>Rysunek 17. Mapa dorzeczy i regionów wodnych w Polsce (KZGW, 2011a).....</i>	<i>71</i>
<i>Rysunek 18. Integracja działań wiążących się z czynną ochroną wód podziemnych przez stosowanie dyrektyw UE, wg Quevauviller (2005); skrót DWP — DWP (2006), skrót RDW — RDW (2000)</i>	<i>88</i>
<i>Rysunek 19. Zestaw warstw informacyjnych do wyznaczania obszarów o zróżnicowanym stężeniu azotanów (CNO₃) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych dla scenariusza II (objaśnienia w tekście)</i>	<i>93</i>
<i>Rysunek 20. Mapa stężenia azotanów (CNO₃) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych. Scenariusz I — obliczenie dla maksymalnego dopuszczalnego Dyrektywą azotanową poziomu nawożenia wynoszącego 170 kg N/(ha·rok)</i>	<i>99</i>
<i>Rysunek 21. Mapa stężenia azotanów (CNO₃) w strumieniu wód zasilających płytkie systemy krążenia wód podziemnych. Scenariusz II — obliczenie dla aktualnego średniego poziomu nawożenia azotem w poszczególnych województwach przyjętego wg GUS (2009).....</i>	<i>100</i>
<i>Rysunek 22. Mapa prognozowanych stężeń azotanów w strumieniu zasilającym płytkie systemy wodonośne w wybranej zlewni Raby dla scenariusza II, wraz z wynikami badań monitoringowych zrealizowanych w roku 2007</i>	<i>101</i>
<i>Rysunek 23. Mapa Polski z obszarami szczególnie narażonymi, w których odpływ azotu ze źródeł rolniczych należy ograniczyć, zatwierdzonymi w grudniu 2003 (www.azotany.pl)</i>	<i>102</i>
<i>Rysunek 24. Mapa Polski z obszarami narażonymi na zanieczyszczenie związkami azotu z rolniczych ognisk zanieczyszczeń (OSN) obowiązującymi w okresie 2008–2012 (http://www.rdw.org.pl/materialy/_upload/image/mapa4c_osn.jpg)</i>	<i>103</i>

Spis tabel

<i>Tabela 1. Klasy podatności wód podziemnych na zanieczyszczenie według zasad Fostera i in. (2002) zmodyfikowane przez autorów Mapy i dopasowane do przybliżonego czasu wymiany wody w profilu strefy aeracji (MRT).....</i>	<i>30</i>
<i>Tabela 2. Średni czas lateralnej migracji potencjalnych zanieczyszczeń konserwatywnych w wodach podziemnych jako wskaźnik opóźnienia ich odpływu do wód powierzchniowych.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabela 3. Wydzielenia użytkowania terenu dla potrzeb programu CORINE Land Cover 2006 (Baza Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, stan na 2006 rok).....</i>	<i>35</i>
<i>Tabela 4. Punktowa zawartość azotanów w płytkich wodach podziemnych (stan na lata 1993–2008).....</i>	<i>37</i>
<i>Tabela 5. Pojemności wodne charakterystyczne dla przyjętych kategorii gleb i ich zdolności ochronne.....</i>	<i>49</i>
<i>Tabela 6. Zdolności ochronne gleb przyporządkowane ich odpowiednim rodzajom i gatunkom.....</i>	<i>50</i>
<i>Tabela 7. Średnia infiltracja efektywna w wieloleciu 1993–2002 i odpływ podziemny w wieloleciu 1976–2005 w wybranych zlewniach.....</i>	<i>56</i>
<i>Tabela 8. Generalizacja głębokości do zwierciadła wód podziemnych przy przetwarzaniu MhP 1:300 000 wg Kolago i in. (1955–1968).....</i>	<i>58</i>
<i>Tabela 9. Charakterystyka typu ośrodka hydrogeologicznego dominującego w nadkładzie pierwszej warstwy wodonośnej.....</i>	<i>59</i>
<i>Tabela 10. Struktura relacyjnej bazy danych związanej z planszą 1 Mapy wrażliwości wód podziemnych.....</i>	<i>64</i>
<i>Tabela 11. Regionalizacja słodkich wód podziemnych w Polsce wg Kleczkowskiego (2001) za Witczak i in. (2010).....</i>	<i>69</i>
<i>Tabela 12. Roczne dawki nawozów i odpowiadające im ładunki azotu dla użytków rolnych według województw [kg N/(ha·rok), (GUS 2009; Bank Danych Lokalnych).....</i>	<i>97</i>

Załącznik 1

Lista GZWP, które w 2011 r. zostaną udokumentowane w skali szczegółowej 1:50 000 lub których dokumentacja w skali szczegółowej będzie weryfikowana w ramach realizacji *Programu wyznaczania obszarów ochronnych głównych zbiorników wód podziemnych dla potrzeb planowania i gospodarowania wodami w obszarach dorzeczy* (Herbich i in., 2009).

Lp.	Numer GZWP	Nazwa GZWP, którego dokumentacja szczegółowa będzie weryfikowana w 2011 r.	Piętro lub poziom wodonośny
1	117	Zbiornik Bytów	Q
2	122	Zbiornik Szczecin	Q
3	123	Zbiornik Stargard – Goleniów	Q
4	142	Zbiornik Inowrocław – Dąbrowa	Q
5	210	Zbiornik Iławski	Q
6	216	Sandr Kurpie	Q
7	218	Pradolina rzeki Supraśl	Q
8	223	Zbiornik rzeki górny Liwiec	Q
9	319	Subzbiornik Prochowice – Środa	Tr
10	322	Zbiornik Oleśnica	Q
11	330	Zbiornik Gliwice	T _{1,2}
12	346	Zbiornik Pszczyna – Żory	Q
13	408	Niecka Miechowska (część NW)	Cr ₃
14	425	Zbiornik Dębica – Stalowa Wola – Rzeszów	Q
15	428	Zbiornik Biłgoraj – Lubaczów	Q

Lp.	Numer GZWP	Nazwa GZWP, który będzie udokumentowany w 2011 r.	Piętro lub poziom wodonośny
1	120	Zbiornik Bobolice	Q
2	125	Zbiornik Wałcz – Piła	Q
3	126	Zbiornik Szczecinek	Q, Tr
4	129	Dolina rzeki dolna Osa	Q
5	131	Zbiornik Chełmno	Q
6	134	Zbiornik Dębno	Q, Tr
7	144	Dolina kopalna Wielkopolska	Q
8	145	Dolina kopalna Szamotuły – Duszniki	Q
9	148	Sandr Pliszki	Q
10	150	Pradolina Warszawa – Berlin (cz. Koło – Odra)	Q
11	208	Zbiornik Biskupiec	Q
12	217	Pradolina rzeki Biebrzy	Q
13	219	Zbiornik górna Łydynia	Q
14	225	Zbiornik Chodcza– Łanięta	Q
15	226	Zbiornik Krośniewice – Kutno	J ₃
16	303	Pradolina Barycz – Głogów	Q
17	304	Zbiornik Zbąszyń	Q
18	306	Zbiornik Wschowa	Q
19	308	Zbiornik rzeki Kani	Q
20	310	Dolina Kopalna rzeki Ołobok	Q
21	328	Dolina kopalna rzeki Mała Panew (część E)	Q
22	334	Dolina kopalna rzeki Mała Panew (część W)	Q
23	337	Dolina kopalna Lasy Niemodlińskie	Q
24	405	Niecka Radomska	Cr ₃
25	410	Zbiornik Opoczno	J ₃
26	416	Małogoszcz	J ₃
27	418	Zbiornik Gałęzice – Bolechowice – Borków	D _{2,3}
28	440	Dolina kopalna Nowy Targ	Q
29	451	Zbiornik Bogucice	Tr

Groundwater Vulnerability to Pollution in Poland — Summary

1. Introduction

The book presents the methodology of quantitative evaluation of intrinsic vulnerability of shallow groundwater applied at the *Groundwater Vulnerability Map of Poland* in scale 1:500,000. The methodology of intrinsic vulnerability evaluation of shallow groundwater applied to elaboration of the *Groundwater Vulnerability Map of Poland* was described by Witczak et al. (2007). The approach assumes that vertical travel time of conservative contaminants through the vadose zone is the most important factor of the risk assessment. Depending on the assumed effects of selected contaminants or of land-use planning, it is possible to predict a specific vulnerability or prepare risk scenarios. To start with, the authors propose the delineation of the areas vulnerable to contamination with agriculture-related nitrate.

The concept of groundwater pollution vulnerability mapped at a scale of 1:500,000 assumes a multilayer system with superposition of aquifers and simultaneously follows the requirements of current European (WFD, 2000; GWD, 2006) and Polish legislation. Preparation of the *Groundwater Vulnerability Map* includes:

- assessment of the vulnerability of groundwater interacting with surface waters and those terrestrial ecosystems which status depends on the quantity and quality of groundwater i.e. wetlands, peat-bogs, parts of forest ecosystems;
- assessment of the vulnerability of aquifers essential for the provision of drinking water, i.e. the Major Groundwater Basins (MGWBs); the following basic criteria are used to classify MGWBs: the presence of at least one well having a yield greater than 70 m³/hour, total groundwater abstraction greater than 10,000 m³/day, transmissivity greater than 240 m²/day, and water very high quality (Kleczkowski et al., 1990; Witczak et al., 2010).

The final map will be only of a general and strategic importance. Any further protection planning with respect to watersheds requires detailed maps, the best being at the scale of 1:50,000 or larger.

2. Definition of Groundwater Vulnerability

Groundwater vulnerability is a complicated issue and this is reflected in the various definitions and methodologies for its assessment that have been published. Methodological problems pertaining to vulnerability assessment depend on the complexity and variability of recharge and groundwater flow conditions in various hydrogeological

media: porous, fissured–porous and fissured–karstic. Evaluation of groundwater vulnerability can be carried out using a range of different methods (Aller et al., 1987; Foster, 1987; Foster et al., 2002; Robins et al., 1994; Vrba, Zaporozec, 1994; Holting et al., 1995; Doerfliger et al., 1999; Gogu, Dassargues, 2000; Daly et al., 2002; Witczak et al., 2007).

Groundwater pollution vulnerability is a natural property of a water–bearing system defining a risk of migration of harmful substances from the surface to the aquifer. Intrinsic vulnerability (also called natural vulnerability) is controlled exclusively by geological structure and hydrogeological conditions, while specific vulnerability includes, besides the former parameters, consideration of the type of a contaminant and the character of a contamination source (Vrba, Zaporozec, 1994). The methodology described below refers to the determination of the intrinsic (natural) vulnerability, referred to hereafter as *vulnerability*.

3. Methodological Assumptions

No unified methodology of vulnerability assessment has been accepted in Poland, although the problem has been presented in several papers (e.g. Kleczkowski et al., 1990; Witkowski et al., 2002; Krogulec, 2004). For this reason, when developing the current concept for the groundwater vulnerability map of Poland, the authors based it not only on their own experience (e.g. Zurek et al., 2002; Witczak et al., 2007) but also made use of concepts published abroad.

In selecting the methodology for the vulnerability assessment and map preparation, particular attention was focused on elements of mutual interaction of quality and quantity between groundwater and surface waters within the watershed. The following three essential assumptions have been made:

- The flow of groundwater is 3–D. Therefore, it has been necessary to consider multi-layer systems and superposition of aquifers, and to propose the construction of the map in the form of separate sheets.
- The quality of surface waters depends on the quality of groundwater. For the majority of the year groundwater baseflow forms 80–90% of the surface water flow (Duda et al., 1996). As a consequence, groundwater quality controls the quality of surface waters and the degree of dilution of effluents and wastewaters.

Surface waters are recharged not only by the groundwater coming from the useful groundwater horizons or highly water–bearing horizons, but also by groundwater flowing from shallow systems not belonging to the category of the useful groundwater horizons. As a consequence, these shallow aquifers of lesser capacity are usually omitted from the groundwater mapping, although the real outflow from such shallow systems may be up to 30% of the total stream–flow (Witczak et al., 2003). European Community policy has enforced

a new approach to areas with low groundwater capacity (Dillon, Simmers, 1998; Identification, 2003) because vulnerability maps provide one of the fundamental tools for land-use planning and construction of programs for the prevention of contamination of surface waters, including their eutrophication. Thus, the first sheet of the vulnerability map concerns the shallow groundwater interacting with surface waters and terrestrial ecosystems.

- The travel time of groundwater in active exchange zone is long-term, several tens of years on the average. Long-term transport of contaminants in groundwater results, in turn, in a retarded reaction of surface waters to quality changes in groundwater baseflow. As a result, several years or even several tens of years following cessation of emissions, the concentration of the contaminants carried in the groundwater baseflow into rivers may only be halved (Duda et al., 1996). Typical lag time of river system to changes in pollutant load on watershed area could take several decades (Duffy, Lee, 1992; Kania et al., 2006). It should be noted that this retardation refers only to conservative contaminants, while absorbed contaminants will migrate for much longer periods. Therefore, the transport time of conservative contaminants is one of the essential elements of the vulnerability assessment and mapping.

In the assessment of groundwater vulnerability to contamination from agriculture-related nitrate the fact that the current nitrogen load carried by groundwater baseflow is a result of intensive fertilization in the past, should be taken into account. In this situation, a proper approach to delineate zones sensitive to nitrate contamination will have to include a correlation between retardation associated with a travel time, i.e. with the age of groundwater, and concentrations of nitrate in groundwater observed during current monitoring (Stockmarr, 2001).

4. General Characteristics of the Groundwater Vulnerability Map of Poland

The *Groundwater Vulnerability Map of Poland (GVM)* was elaborated according to order of the Ministry of Environment with support from the National Fund for Environmental Protection and Water Management. GVM have been issued in scale 1:500,000 based on GIS database using ArcGIS software. The calculation was done in sequence of maps (data layers) in each one of individual pixels with size 100×100 m, that is 1 hectare in reality.

The proposed methodology of vulnerability assessment and mapping is presented as the description of individual information layers with their cartographic visualization on the map. These information layers have been selected through a consideration of the possibilities of their being processed using GIS to obtain synthetic information on vulne-

rability. The map proposed is not only a graphic visualization in the form of two sheets but primarily represents a database with all the information layers selected. The database can easily be extended in the future to include any additional data required for specific scenarios or situations.

The map is composed of two sheets representing the vulnerability assessment:

- shallow groundwater interacting with surface water and terrestrial ecosystems dependent on the shallow groundwater;
- Major Groundwater Basins (MGWBs).

5. Vulnerability of Shallow Groundwater Interacting with Surface Waters —Sheet 1

For shallow and therefore the most vulnerable groundwater, the soil protective properties based on soil maps of Poland and hydrogeological properties of the vadose zone are considered. The classes of groundwater vulnerability are based on Foster et al. (2002) modified referring to the vertical travel times of conservative contaminants through the vadose zone. The directions and the travel times of lateral groundwater flow in the saturation zone are well visualized by a system of arrows.

Polish experience indicates that the downward travel time through the vadose zone, in other words mean residence time (MRT), can be used as one synthetic and quantitative indicator of the intrinsic vulnerability. MRT of a conservative solute is based on the piston-flow model, i.e. total water column in the soil profile divided by recharge rate, gives the possibility to classify vulnerability according to chosen classes of time-scale. Combined use of the Foster's classification (2002) and time scale based on water exchange in the profile seems to be a good solution in this situation (tab. 1). The classes of groundwater vulnerability to pollution are presented in colour following the IAH scale (Vrba, Zaporozec, 1994).

In any assessment of intrinsic vulnerability to infiltrating contaminants, their vertical transport time through the vadose zone is the most important factor. It depends mainly on the thickness and hydrogeological properties of the strata of the vadose zone. For shallow, and therefore the most vulnerable groundwater, the thickness of the vadose zone is measured as the depth to the water table.

Table 1. Classes of aquifer pollution vulnerability after Foster et al. (2002) modified by the authors, and mean resident times (MRT) of conservative contaminants to aquifer

Vulnerability Class	Definition	MRT ¹⁾ [years]
Very high	Aquifer vulnerable to most water pollutants with rapid impact in many pollution scenarios	<5
High	Aquifer vulnerable to many pollutants, except those strongly absorbed or readily transformed, in many pollution scenarios	5–25
Moderate	Aquifer vulnerable to some pollutants, but only when continuously discharged or leached	25–50
Low and very low	Aquifer only vulnerable to conservative pollutants in the long term when continuously and widely discharged or leached. Aquifer confining beds present with no significant vertical groundwater leakage	>50

¹⁾ in fissured, fissured–karstic and fissured–porous rocks a faster transport of the part of contamination (generally <10%) is possible by preferential flow paths in period of intensive precipitation. It should be included in detailed risk assessment scenarios. Such rock types abundance is presented in data layer D (Lithotypes), see fig. 8.

MRT or the water exchange time (t_a) may be described by the following equation, assuming the piston flow model:

$$t_a = \frac{m_A \times w_o}{R}$$

where:

m_A — thickness of the vadose zone [m];

w_o — average volumetric water content of the strata in the vadose zone [-];

R — mean annual recharge [mm/a];

$R = P \cdot \omega_i$ where P — mean annual precipitation [mm/a] and ω_i — effective infiltration coefficient [-].

MRT practically means travel time of dissolved in water conservative contaminants from the land surface to the aquifer, in other words to groundwater bodies (GWB). It should be pointed out, that the travel time estimated for GVM is related to water exchange in natural hydrological cycle, with mean annual infiltration assumed. In case of considerable increasing of infiltration, e.g. as a result of agricultural irrigation, sludge outflow etc, the time will be proportionally shorten. It should be included on scenario maps which assess the groundwater contamination risk from existing or potential pollution sources.

Shallow groundwater vulnerability classes on GVM are assessed on the basis of exchange time of volumetric water content of soil (MRTs) and rock vadose zone's ($MRT_1 + MRT_2$) due to recharge by infiltration:

$$MRT = MRT_S + MRT_1 + MRT_2$$

where:

MRT — total time of water exchange (volumetric water content in soil and vadose zone of rocks) due to infiltration [years];

MRT_S — water exchange time in soil profile [years];

MRT_1 — water exchange time in vadose zone of permeable rocks [years];

MRT_2 — water exchange time in low permeable and confining rocks in vadose zone profile [years].

The MRT calculation and sequence of necessary information layers are shown at fig. 8. Sequence of information layers necessary for MRT calculation:

- A — volumetric water content in soil profile (1.5 m) w_{og} [-];
- B — recharge R [mm/year];
- C — depth to the shallow aquifer m_A [m];
- D — volumetric water content in main lithotypes of the aquifer permeable cover w_o [-];
- E — ratio of low permeable rocks in the aquifer cover Sp [-];
- F — shallow groundwater vulnerability based on MRT calculation [years].

Intensity of groundwater recharging by infiltration

The recharge was evaluated by superposition of current information pertaining to precipitation, soil lithological character, land-use, topography of the area and depth to the groundwater.

Characteristics of soil protective properties

On the basis of the details contained on numerical soil map, four generalized classes of soil profiles with different values of the volumetric water contents can be distinguished (tab. 2, fig. 9).

Table 2. Soil protective capacity and the vertical transport times of conservative contaminants through 1m of the soil profile

Soil protective capacity	Grain-size distribution groups of soils	Volumetric water content [-]	Vertical travel time through 1m of the soil profile ¹⁾ [years]
Very weak	Sand: loose, loose silty, weakly loamy, weakly silty	0.12	1.2
Weak	Sand: light loamy, light silty; sandy silt	0.17	1.7
Moderate	Loam: light and silty, medium and silty; loamy silt; loess	0.24	2.4
Good	Loam: heavy and silty; clayey silt and silty clay	0.36	3.6

¹⁾ Calculated for the mean annual recharge equal to 100 mm/year, assuming the piston flow model.





Depth to the shallow aquifer

This information is also not being plotted on the map but is present in the database and is used in GIS data processing, depending on the risk scenario accepted (e.g. land-use character, the presence of a specific contaminant). It represents the depth from the terrain surface to the first groundwater aquifer, the depth being expressed on the contour map in five ranges: <2 m, 2–5 m, 5–10 m, 10–20 m and >20 m (fig. 13). Such aquifers are important for terrestrial ecosystems dependent on groundwater (wetlands, sensitive forest habitats, etc.) and their vulnerability assessment is required by the WFD (2000).

Times and directions of the groundwater flow within the shallow aquifer

The directions and the travel times of groundwater flow between the recharge areas where the contaminant load is introduced and the drainage areas (surface waters) that are vulnerable to eutrophication, are well visualized by a system of arrows (tab. 3, fig. 7). The length and description (years) of the arrows characterize the time in which conservative contaminants migrate over a marked distance.

Table 3. Transport times and velocities of conservative contaminants within shallow aquifers.

Symbol on the map	Transport time of conservative substances [years]	Real flow velocity [m/year]	Transport velocity of conservative substances
	<10	>300	Very fast
	10–30	100–300	Fast
	30–100	30–100	Medium fast
	>100	<30	Slow and very slow

This symbol also helps assess the retardation of the surface water reaction to the change of the contamination load introduced into groundwater. The values of the arrows are calculated for characteristic points of the watershed area with representative hydrogeological parameters (hydraulic conductivity, active porosity) using the following sources: groundwater contour map and/or the topographic map, hydrogeological database, and regional reports.

Groundwater quality of the shallow aquifer

The concentration of nitrates as an indicator of current chemical status of shallow groundwater and is point-visualized in the form of graphic symbol, based on data from the state and regional groundwater quality monitoring. Five quality classes of groundwater are distinguished as follows:

- $<10 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ = I class;
- $10\text{--}25 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ = II class;
- $25\text{--}50 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ = III class;
- $50\text{--}100 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ = IV class;
- $>100 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ = V class.

The classes I, II and III have good chemical status, and classes IV and V have bad chemical status.

Terrestrial ecosystems whose status depends on shallow groundwater

The two following terrestrial ecosystems have been distinguished and marked with hatching on the basis of the CORINE land cover map (CLC 2006):

- forests situated in the zones, where the first water table is situated not deeper than 2 m from the land surface; the soils and habitats of such areas are strongly affected by groundwater;
- wetlands and peat-bogs.

The risk of qualitative and quantitative changes of groundwater and surface waters mutually affecting each other

This information layer is presented in linear form on the map and includes the following:

- river sections with infiltrating character, i.e. those in the natural situation, in the areas of infiltration intakes, within depression cones of groundwater intakes, within depression cones of mining dewatering systems;
- the range of impact of mining dewatering systems.

6. Vulnerability of the Major Groundwater Basins — Sheet 2

This sheet will be marked with colours on the basis of the intrinsic vulnerability of the basin to contamination from the surface. The level of the intrinsic vulnerability of the MGWB is expressed as the total of the vertical travel time of conservative contaminants from the surface to the basin and the horizontal transport time of these contaminants to the basin borders within the limits of its watershed area. Accepting the piston flow model of migration, conservative contaminants migrate in groundwater at the rate of the intrinsic flow velocity of groundwater.

The vulnerability of the MGWBs and their recharge areas

The vulnerability of the MGWBs and their recharge areas can be classified as follows:

- extremely vulnerable and highly vulnerable = travel time shorter than 5 years; the basin and its recharge area are very highly vulnerable or highly vulnerable and require extreme protection, the so called Maximum Protection Area (MPA);
- moderately vulnerable = travel time 5–25 years; the basin and its recharge area are moderately vulnerable and require high protection, the so called High Protection Area (HPA);
- low and very low vulnerable = travel time longer than 25 years; the basin is of low vulnerability ($25 < t < 50$ years) or very low vulnerability ($t > 50$ years).

The borders of the protection areas and the areas of the MGWBs for which detailed reports at 1:50,000 have not yet been prepared are taken from the MGWBs map (Kleczkowski et al., 1990). For the basins for which detailed reports are available, the borders of both the basin themselves and their protection areas are taken from these reports. The MPA and the HPA are equivalents of highly vulnerable and moderately vulnerable MGWB areas. In some cases, the borders of these vulnerability classes have been extended beyond the hydrogeological borders of the MGWB, into their recharge areas, to obtain the total transport times of conservative contaminant from the surface to the borders of the MGWB equal to 25 years.

This sheet, being a part of the vulnerability map, is to represent one of the essential factors in updating land–use plans. The location of potential, industrial and agricultural contamination sources within the protection areas of the MGWBs, from which contaminants may migrate from the surface to the basin borders in less than 25 years should be limited or prohibited (Witczak et al., 2010).

The qualitative status of groundwater

The qualitative status of groundwater in the MGWBs will be point–visualized with graphic symbols on the basis of the quality classification of groundwater, similarly to described above.

7. Example of GVM as a tool for approximate evaluation of nitrate vulnerable zones verification

Groundwater is being contaminated via infiltrating waters, which percolate through the soil profile and leach nitrogen compounds, mainly nitrates that are generally non-absorbed. These chemicals originate from mineralization of the organic matter of the soil and directly from mineral and organic fertilizers, while their additional load comes from infiltrating rainwater.

Delineation of the zones vulnerable to leaching of nitrates into groundwater should be based on evaluation of the concentration of nitrates in infiltrating water. The possibility of nitrate vulnerable zones (NVZ) delineation are shown on the basis of “recharge rate” data layer from the GVM and assumed or estimated nitrogen loads. The retardation of shallow groundwater flow system response on changes of contamination level, e.g. due to fertilization, could be approximately assess on the base of the GVM, where downward travel time of conservative contaminants through the soil and vadose zone (MTR) is presented (fig. 8).

Different scenarios of groundwater contamination for nitrates could be considered. Nitrate loads could be differentiate by accepting mean fertilizers spend in particular administrative units, river watersheds or GWB, including different kind of agricultural cultivate, e.g. arable areas, pasture-lands and soils spatial variability.

In the first scenario (fig. 20) is shown theoretical maximum possible risk of groundwater pollution due to fertilization. In this scenario assumed:

- nitrates loads L_N for agricultural areas according to CORINE map (CLC, 2006)

$$L_N = 0.15 \cdot 170 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}) = 25.5 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}),$$

where 170 kg N/(ha·year) is a maximum permissible fertilizers load in European Union; coefficient 0,15 approximately illustrates percent of fertilizers load leached from the soil to groundwater;

- for forest areas, i.e. forests, natural ecosystems and wetlands according to CORINE

$$L_N = 0.5 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}).$$

It is a load responding to the average nitrates concentration 2 mg NO₃/dm³ in the shallow groundwater under forests in Poland, which vary from 0,05 to 6 mg NO₃/dm³ and assumed mean recharge 100 mm/year;

- for the others areas, e.g. anthropogenic according to CORINE

$$L_N = 2.3 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}) \text{ or } 4.6 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}).$$

It is a load responding to assumed average nitrates concentration $10 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ in the shallow groundwater under urbanized areas with sewer and $20 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ under urbanized areas without sewer in Poland.

The final map (fig. 20) illustrating nitrates concentrations spatial distribution in groundwater recharging shallow groundwater flow system. Concentrations over $50 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ mean poor groundwater quality status (WFD, 2000) and delineate vulnerable zones to nitrates contamination (GWD, 2006).

In the second scenario (fig. 21) is shown possible risk of groundwater pollution due to fertilization on the level of years 2006–2008. In this scenario assumed nitrates loads L_N for agricultural areas in Poland according to CORINE map, which vary from $L_{N \min}$ to $L_{N \max}$:

$$L_{N \min} = 0.15 \cdot 59.7 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}) = 9.0 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}),$$

$$L_{N \max} = 0.15 \cdot 145.2 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}) = 21.8 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{year}),$$

where coefficient 0,15 approximately illustrates percent of fertilizers load leached from the soil to groundwater; other assumptions as in the first scenario.

Calculated nitrate concentration are compared with monitoring results in year 2007 (fig. 22). The compare show that monitored values are generally equal with simulated.

8. Conclusions

Maps of both intrinsic (natural) and specific vulnerabilities of groundwater are required for implementation of the WFD (2000) and GWD (2006). MRT of a conservative solute, based on the piston-flow model (total water column divided by recharge rate) gives the possibility to classify vulnerability according to chosen classes of time-scale. Combined use of the Foster's classification (2002) and time scale based on water exchange in the profile seems to be a good solution.

The data acquired during preparation of the GVM should form a nucleus of hydrogeological and environmental database that can be enlarged during preparation of maps with different risk scenarios. Taking into account its regional scale, the map is of general and strategic importance for groundwater resources management. Further protection planning with respect to groundwater bodies requires detailed maps at the scale 1:50,000 or larger.

9. Selected references

- Aller L., Bennett T., Lehr J.H., Petty R.J. & Hackett G. 1987 – *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings*. EPA Reports, 600/2-87-035, Washington, DC.
- CLC 2006 – *CORINE Land Cover. EEA Reports about Europe's environment*. European Environment Agency, Com. of the European Communities, Copenhagen. Database for Poland. GIOŚ, Warszawa (in Polish)
- Daly D., Dassargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S., Popescu I.C. & Zwahlen F. 2002 – *Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater vulnerability assessment and mapping*. Hydrogeology Journal, 10: 340–345.
- Dillon P. & Simmers I. 1998 – *Shallow groundwater systems*. IAH International Contributions to Hydrogeology, 18, Rotterdam: Balkema.
- Doerfliger N., Jeannin P.Y. & Zwahlen F. 1999 – *Water vulnerability assessment in karst environments: A new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method)*. Environmental Geology, 39(2): 165–176.
- Duda R., Witczak S. & Bednarczyk S. 1996 – *Regional groundwater quality monitoring as a tool for the base flow quality modeling of the Upper Vistula River Basin (SE Poland)*. In H. Holzmann & H.P. Nachtnebel (eds.), Vol. of Poster Papers; IAHS Inter Conf on Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management: pp 91–97, Vienna.
- Duffy Ch.J. & Lee D.-H., 1992 – *Base flow response from nonpoint source contamination: simulated spatial variability in source, structure, and initial condition*, Water Resour. Res., 28(3): 905–914.
- Foster S. 1987 – *Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy*. In W. van Duijvenboden & H.G. van Waegeningh (eds.), Vulnerability of soil and groundwater to pollutants; 38: 69–86, TNO Commission on Hydro Res, Proc and Inform, Hague.
- Foster S., Hirata R., Gomes D., D'Elia M. & Paris M., 2002 – *Groundwater quality protection. A guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies*, 103 p, The World Bank, Washington, DC.
- Gogu R.C. & Dassargues A. 2000 – *Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods*. Environmental Geology, 39(6): 549–559.
- GWD 2006 – *Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 december 2006 On the protection of groundwater against pollution and deterioration*. Official Jour. of the European Union., L 372/19, Brussels.

- Holting B., Haertle T., Hohberger K.H., Nachtigal K.H., Villinger E., Weinzierl W. & Wrobel J.P. 1995 – *Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung*. Geol. Jahrbuch, Reihe C, Heft 63, Hannover.
- Identification..., 2003 – *Identification of water bodies. Horizontal guidance document on the application of the term “water body” in the context of the Water Framework Directive*. Common Implementation Strategy for the WFD (2000/60/EC). Brussels.
- Kania J., Haładus A. & Witczak S. 2006 – *On modelling of ground and surface water interactions*. In: A. Baba, K.W.F. Howard, O. Gunduz (eds). Groundwater and ecosystems. Proc. of the NATO advanced research workshop on groundwater and ecosystems: Canakkale, Turkey, 2005. NATO Science Series, IV — Earth and Environmental Sciences, (70):183–194, Springer
- Kleczkowski A.S. et al., 1990 – *The map of the Critical Protection Areas (CPA) of the Major Groundwater Basins (MGWB) in Poland, 1:500 000*. Central Research Program “Environmental Management and Protection”, AGH – Univ. of Science and Technology, Krakow, 44 p.
- Krogulec E. 2004 – *Assessment of groundwater vulnerability to pollution in the river valley on the basis of hydrodynamics*. Publ. of Warsaw Univ., Geology, 178 p. (in Polish).
- Robins N., Adams B., Foster S. & Palmer R. 1994 – *Groundwater vulnerability mapping: the British perspective*. Hydrogeologie, 3: 35–42.
- Stockmarr J. 2001 – *Grudvandsovervågning 2001*. GEUS, Copenhagen.
- Vrba J. & Zaporozec A. (eds) 1994 – *Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH Intern Contribution to Hydrogeology, v.16*, Hannover, Heise Verlag, 131 p.
- WFD 2000 – *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in field of water policy*. Official Jour. of the European Com., L327, Brussels.
- Witczak S., Duda R. & Zurek A. 2007 – *The Polish concept of groundwater vulnerability mapping. IAH Selected Papers, 11, Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping*, p. 45–59. Taylor & Francis Group, London, UK.
- Witczak S., Szczepański A., Mikołajków J. & Skrzypczyk L. 2010 – *Protection of groundwater quality and quantity of strategic groundwater resources of the Major Groundwater Basins*. Przegląd Geol., 58(9/1): 754–761.
- Witczak S., Duda R., Zurek A. & Szklarczyk T. 2003 – *Groundwater flow model of different hydrogeological systems*. In: H. Piekarek–Jankowska & B. Jaworska–Szulc (eds.), Współczesne Problemy Hydrogeologii. v. XI: 481–489, Gdansk Univ. of Technology, Gdansk, (in Polish).

- Witkowski A.J., Kowalczyk A., Rubin K. & Rozkowski A. 2002 – *The concept of groundwater vulnerability maps on example Silesian Trias fissured–karstic aquifers*. In: H. Rubin, K. Rubin & A.J. Witkowski (eds.), Groundwater quality and vulnerability, Prace Wydziału Nauk o Ziemi, 22, Univ. of Silesia, Sosnowiec, (in Polish).
- Zurek A., Witczak S. & Duda R. 2002 – *Vulnerability assessment in fissured aquifers*. In: H. Rubin, K. Rubin & A.J. Witkowski (eds.) Groundwater quality and vulnerability. Prace Wydziału Nauk o Ziemi, 22: 241–254, Univ. of Silesia, Sosnowiec, (in Polish).