

ZINTEGROWANY SYSTEM ZABEZPIECZEŃ PRZECIWEROZYJNYCH I OCHRONY WÓD TERENÓW WYŻYNNYCH INTENSYWNIE UŻYTKOWANYCH ROLNICZO

Pod redakcją Wenantego Olszty i Dariusza Kowalskiego

121

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN w Lublinie

Rozprawy i Monografie 2005 (4)

Komitet Redakcyjny

Redaktor Naczelny Ryszard T. Walczak, czł. koresp. PAN

Zastępca Redaktora Naczelnego Józef Horabik

> Sekretarz Redakcji Wanda Woźniak

Rada Redakcyjna

Tomasz Brandyk, czł. koresp. PAN - przewodniczący

Ryszard Dębicki Bohdan Dobrzański Danuta Drozd Franciszek Dubert Tadeusz Filipek Józef Fornal Jan Gliński, czł. rzecz. PAN Grzegorz Józefaciuk Eugeniusz Kamiński Andrzej Kędziora Tadeusz Kęsik Krystyna Konstankiewicz Janusz Laskowski Jerzy Lipiec Piotr P. Lewicki Stanisław Nawrocki, czł. rzecz. PAN Edward Niedźwiecki Viliam Novák, Słowacja Josef Pecen, Czechy Tadeusz Przybysz Stanisław Radwan, czł. koresp. PAU Jan Sielewiesiuk Witold Stępniewski Zbigniew Ślipek Bogusław Szot

Opiniował do druku

prof. dr hab. Ryszard Dębicki

Adres redakcji

Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, ul. Doświadczalna 4, P.O. Box 201 20-290 Lublin 27, tel. (0-81) 744-50-61, e-mail: editor@demeter.ipan.lublin.pl http://www.ipan.lublin.pl

> Publikacja indeksowana przez Polish Scientific Journals Contents - Life Sci. w sieci Internet pod adresem http://www.psjc.icm.edu.pl

Praca wykonana w ramach projektu badawczego nr 1564/T09/2001/21 finansowanego przez Komitet Badań Naukowych w latach 2001-2004

© Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2005

ISSN 1234-4125

Wydanic I. Nakład 150 cgz. Ark. wyd. 13,7 Skład komputerowy: Marek Pazur Druk: Drukarnia *ALF-GRAF*, ul. Kościuszki 4, 20-006 Lublin Praca została zrealizowana w Zakładzie Gospodarki Wodnej, Wydziału Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska, 20-618 Lublin, ul. Nadbystrzycka 40, tel +81 5381431, e-mail: KZWUS@fenix.pol.lublin.pl

Autorzy:

mgr inż. Aneta Czerwińska¹ dr Lucjan Gazda³ – Gazda@pollub.pl dr Piotr Gliński¹ – PiotrG@fenix.pol.lublin.pl mgr inż. Małgorzata Iwanek¹ – M.Iwanek@fenix.pol.lublin.pl mgr inż. Beata Karbarz¹ dr inż. Dariusz Kowalski² – D.Kowalski@fenix.pol.lublin.pl prof. dr hab. inż. Wenanty Olszta¹ – W.Olszta@fenix.pol.lublin.pl mgr inż. Magdalena Patro⁴ – MagdalenaPatro@wp.pl mgr inż. Slawomir Świąder² mgr inż. Slawomir Świąder² mgr inż. Marcin Widomski¹ – M.Widomski@fenix.pol.lublin.pl prof. dr hab. inż. Henryk Zaradny⁵ – H.Zaradny@ibwpan.gda.pl

¹ Zakład Gospodarki Wodnej, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska 20-618 Lublin, ul. Nadbystrzycka 40B, tel. +81 5381431,

- ² Zakład Wodociągów i Kanalizacji, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska 20-618 Lublin, ul. Nadbystrzycka 40B,
- ³ Katedra Geotechniki, Wydział Inżynierii Budowlanej i Sanitarnej, Politechnika Lubelska 20-618 Lublin, ul. Nadbystrzycka 40,
- ⁴ Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego, Akademia Rolnicza 20-069 Lublin, ul. Leszczyńskiego 7,
- ⁵ Zakład Geotechniki, Instytut Budownictwa Wodnego PAN 80-953 Gdańsk, ul. Kościerska 7, skr. poczt. 61,
- ⁶ Gospodarstwo Sadownicze "Euro-East" Sp.z.o.o, Olszanka, 22-310 Kraśniczyn

SPIS TREŚCI

1.	WSTĘP	. 7
	Wenanty Olszta	
	2. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU "OLSZANKA"	10
	2.1. Lokalizacja obiektu	10
	Dariusz Kowalski, Marcin Widomski	
	2.2. Rzeźba terenu i warunki hydrograficzne	11
	Magdalena Patro	
	2.3. Użytkowanie i pokrywa glebowa	14
	Dariusz Kowalski, Jan Rubaj, Marcin Widomski	
	2.4. Warunki meteorologiczne	15
	Magdalena Patro	
	2.5. Litologiczne uwarunkowania erozji pokrywy lessowej obiektu	19
	Lucjan Gazda	
	2.6. Własności przewodzące i retencyjne gleb	22
	Małgorzata Iwanek, Marcin Widomski	
	2.6.1 Przepuszczalność gleb w stanie nasyconym	22
	2.6.2.Przepuszczalność gleb w stanie nienasyconym	30
	2.6.3. Właściwości retencyjne gleb	32
3.	ZAGROŻENIA I PRZECIWDZIAŁANIE EROZJI	33
	3.1. Zagrożenie erozją wodną	33
	Dariusz Kowalski, Marcin Widomski	
	3.2. Historia działań przeciwerozyjnych na terenie obiektu Olszanka	35
	Jan Rubaj, Marcin Widomski	
	3.3. Zintegrowany system zabezpieczeń przeciwerozyjnych oraz przeciw	
	rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń obszarowych z produkcji rolniczej	44
	Piotr Gliński, Małgorzata Iwanek, Dariusz Kowalski	
	3.4. Rozwiązania konstrukcyjne stosowanych zabezpieczeń	47
	Piotr Gliński, Dariusz Kowalski	
4.	BADANIA MODELOWE	49
	4.1. Wprowadzenie	49
	Piotr Gliński, Dariusz Kowalski	
	4.2. Model transportu zanieczyszczeń oraz gleby (erozja) z wodami powierzchniowymi	
	w obrębie obiektu	49
	Piotr Gliński	
	4.2.1. Podstawy teoretyczne modelu USLE	53
	4.2.2. Opis parametrów modelu USLE	53
	4.2.2.1. Erozyjność opadów i spływów – (R)	54
	4.2.2.2. Podatność gleb na erozję – (K)	55
	4.2.2.3. Topografia terenu – (LS)	55
	4.2.2.4. Rodzaje upraw i stosowane zabiegi – $(C ext{ } P)$	56
	4.2.3. Rezultaty monitoringu chemicznego	57
	4.2.4. Wyniki obliczen i dyskusja	59
	4.2.5. Wnioski	62
	4.5. Model spływu wod opadowych	62
	Piotr Glinski	

4.3.1. Założenia modelowe	62
4.3.2. Model spływu wody po zboczu	63
4.3.3. Model spływu w dolinie	66
4.3.4. Wyniki obliczeń i dyskusja	69
4.3.5. Wnioski	73
4.4. Model infiltracji wód opadowych	75
Henryk Zaradny	
4.4.1. Wprowadzenie	75
4.4.2. Matematyczne ujęcie procesu infi0ltracji	76
4.4.3. Symulacja infiltracji wód opadowych	83
4.4.3.1. Wariant istniejący	86
4.4.3.2. Wariant z przegroda chłonną	87
4.4.3.3. Wariant z przegrodą chłonną nr 6 o różnej przewodności dla wody	89
4.4.3.4. Wpływ przewodności hydraulicznej przegrody chłonnej nr 6	
i cienkiej powierzchniowej warstwy na proces infiltracji	90
4.4.3.5. Wpływ przewodności hydraulicznej cienkiej powierzchniowej warstwy	
na proces infiltracji w profilu z przegrodą chłonną nr 8 ($k_s = 3,0 \text{ m/d}$)	91
4.4.4. Wnioski	92
4.5. Hydraulika stoku jako koryta zarośniętego	93
Dariusz Kowalski, Sławomir Świąder	
4.6. Wpływ wiatru na predkość przepływu w korycie otwartym	110
Dariusz Kowalski, Krzysztof Tyszczuk	
4.7. Model oddziaływania rozważanych zabezpieczeń przeciw erozyjnych na środowisko	
gruntowo-wodne – dvnamika zmian uwilgotnienia gleby i transfer zanieczyszczeń	120
Aneta Czerwińska, Beata Karbarz, Dariusz Kowalski	
4.7.1. Podstawy modelu numerycznego	120
4.7.2. Program FEFLOW	134
4.7.3. Warunki poczatkowe i brzegowe	134
4.7.4. Obliczenia symulacyjne oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne	
rozpatrywanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych	138
4.7.5. Porównanie wyników symulacji uzyskanych dla zbocza wyposażonego	
i pozbawionego tarasów	145
476 Symulacia oddziaływania studni filtracyjnej	147
477 Wnioski	154
5 WERYFIK ACIA EMPIRYCZNA	154
Piotr Cliński Małgorząta Iwanek Dariusz Kowalski Jan Rubai Marcin Widomski	101
5 1 Prowadzone hadania wervfikacvine	154
5.2 Weryfikacja modelu spływu wód opadowych	157
5.3. Weryfikacja empiryczna modelu oddziaływania na środowisko gruntowo-	107
wodne rozpatrywanego systemu zabeznieczeń przeciwerozyjnych	162
5.4 Weryfikacja empiryczna symulacji oddziaływania studni infiltracyjnej	164
6 PODSUMOWANIE I WNIOSKI	166
Dariusz Kowalski Wenanty Olszta	100
7 DIŚMIENNICTWO	170
2 CTDEC7C7ENIE	177
0. STRESEVEE	1//
7. OUWIWAN I	1/8

1. WSTĘP

Pomimo szeregu lat doświadczeń zarówno krajowych jak i zagranicznych, problematyka zagrożeń erozją wodną stanowi wciąż aktualny obszar badawczy. Polska należy do krajów o znacznym zagrożeniu erozyjnym. A. i J. Józefaciukowie w swoim poradniku "Ochrona gruntów przed erozją" [49] stwierdzają, że około 1/3 ogólnego obszaru naszego kraju zagrożona jest erozją wodną, bardzo często wymagającej ochrony pilnej i bardzo pilnej. Zjawiska te będą, jak się wydaje, nasilać w przyszłości, co związane jest z aktualnie zachodzącymi procesami restrukturyzacji polskiego rolnictwa. W miejsce małych indywidualnych gospodarstw pojawiają się większe, o znacznie rozleglejszych areałach upraw. Zanikają przez to naturalne zabezpieczenia przeciwerozyjne jak np. miedze pełniące rolę tarasów grzbietowych. Zmienia się także charakter upraw. Z bardzo zróżnicowanego, indywidualnego, przechodzi w monokulturowy, przemysłowy. Zmiany te wymuszone są przez stosowanie cięższych i wydajniejszych maszyn oraz intensywną uprawę. Wszystkie powyższe elementy prowadzą do nasilenia procesów erozji wodnej.

Drugim, obok erozji, powszechnym zagrożeniem dla środowiska naturalnego rolniczych obszarów produkcyjnych, stają się zanieczyszczenia obszarowe. Zanieczyszczenia te stanowią jeden z głównych czynników degradacji jakości wód powierzchniowych co potwierdzają "Raporty o stanie środowiska" publikowane przez Państwową Inspekcję Ochrony Środowiska. W przeciwieństwie do ścieków miejskich czy przemysłowych, spływy z terenów rolniczych, zawierające środki nawozowe i ochrony roślin, nie dają się ujmować w standardowy sposób, a przez to nie można ich łatwo oczyszczać. Obserwowana jest stale prawidłowość wzrostu zagrożenia dla środowiska, przy zwiększaniu intensywności gospodarowania na danym obszarze – zjawisko bardzo częste w gospodarstwach wielkotowarowych.

Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej niesie ze sobą konieczność konkurowania właścicieli gospodarstw rolnych na powiększonym rynku. Wymusza to intensyfikację produkcji, którą w pierwszym rzędzie uzyskuje się poprzez wzrost nawożenia i stosowania środków ochrony roślin. Zwiększa to oczywiście problem zanieczyszczeń obszarowych. Wzrastające wydatki na środki chemiczne, na skutek wymogów obniżania kosztów, często prowadzą do ograniczania lub nawet zaniechania ciągłych zabiegów przeciwerozyjnych w gospodarstwach, które tego wymagają. W tym aspekcie zagrożenia erozyjne i zanieczyszczenie obszarowe łączą się ze sobą.

Wysiłki wielu ośrodków badawczych zarówno w kraju jak i za granicą skierowane są na przeciwdziałanie powyższym zagrożeniom. Praktyka wskazuje jednak, że poszukiwanie nowych, skutecznych i tanich metod zabezpieczeń jest wciąż potrzebne. Wydaje się, że ideałem byłoby stworzenie, stosunkowo łatwego i taniego w realizacji, zintegrowanego systemu ochrony, który przeciwdziałałby zarówno skutkom erozji wodnej jak i ograniczał do niezbędnego minimum zasięg oddziaływania zanieczyszczeń obszarowych pochodzących z produkcji rolniczej. Prowadziłoby to do zmniejszenia kosztów inwestycyjnych, poprawienia warunków gospodarowania oraz poprawy stanu środowiska naturalnego, przy zachowaniu wysoko wydajnej produkcji rolniczej. Wszystkie te elementy stanowią cele wdrażanej w krajach Unii Europejskiej "Strategii zrównoważonego rozwoju obszarów produkcyjnych".

Niniejsze opracowanie stanowi odpowiedź na tak sformułowane zadanie. W ramach prezentowanej pracy Autorzy podjęli próbę przedstawienia systemu zabezpieczeń, który zawiera w sobie oba powyższe cele: ochronę przeciw erozji wodnej oraz metodę minimalizacji zasięgu oddziaływania zanieczyszczeń obszarowych z produkcji rolnej, na przyległe tereny chronione oraz wody powierzchniowe.

W roku 1997 Autorzy nawiązali współpracę z Gospodarstwem Sadowniczym "Euro-East" sp. z o.o. w Olszance powiat Krasnystaw. Na terenie tego gospodarstwa jak w soczewce skupiają się wszystkie wskazane powyżej problemy. Zróżnicowany układ wysokościowy, podatne na erozję gleby lessowe i intensywne użytkowanie rolnicze w warunkach gospodarstwa wielkotowarowego sprzyja erozji. Dotychczas stosowane metody zabezpieczeń okazują się często w takich przypadkach zbyt drogie albo nieskuteczne, stąd konieczność poszukiwania nowych rozwiązań. Warto zwrócić również uwage, że wspomniane gospodarstwo było regionalnym pionierem we wdrażaniu ochrony środowiska. Wysokie były wymagania jakościowe produktów stawiane gospodarstwu, kontrolowane laboratoryjnie przez odbiorców. Wymuszało to konieczność racjonalizacji stosowania nawozów i środków ochrony. Nie bez znaczenia jest także fakt bezpośredniego sąsiedztwa terenu gospodarstwa z rezerwatem przyrody. Na terenie gospodarstwa nie stosuje sie obornika, od co najmniej 30 lat, co wydaje się potęgować zagrożenia erozyjne, jako że zmywanie warstwy humusowej powoduje nasilenie procesów erozji wodnej. Uzupełnianie substancji organicznej uzyskuje się poprzez 6-krotne (w ciągu roku) koszenie i pozostawianie traw na terenie sadu oraz pozostawianie słomy po zbiorach co 2 lub 3 lata na polach ornych.

Obiekt "Olszanka" (nazwa przyjęta w dalszej części opracowania) posiada bogatą dokumentację ponad 30-letniej walki z zagrożeniem erozyjnym. Związane jest to z ciągłym ponoszeniem znacznych kosztów na walkę z tym zjawiskiem. Doświadczenia zebrane ze współpracy z naukowcami oraz własne przemyślenia doprowadziły do powstania na terenie gospodarstwa unikalnego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych. System ten zgłoszony został do konkursu "Przyjaźni środowisku", któremu patronuje Prezydent Rzeczypospolitej Polskiej. W roku 2002, w trakcie gali konkursowej w Senacie RP autor rozwiązania systemu, obecny dyrektor gospodarstwa – Jan Rubaj, odebrał statuetkę laureata. Warto dodać, że był to jedyny projekt z branży rolniczej zgłoszony w ciągu kilku lat istnienia konkursu. Istotą powyższego systemu zabezpieczeń jest zabudowa rozpatrywanego obszaru stosunkowo tanimi (w porównaniu do innych pokrewnych konstrukcji), odpowiednio lokalizowanymi przegrodami, piętrzącymi spływające wody opadowe, w celu ich zatrzymania na danym terenie i powtórnego wykorzystania – zarówno samej wody jak i zawartych w niej substancji nawozowych.

Początkowo współpraca Autorów z Zarządem gospodarstwa obejmowała inwentaryzację stworzonego przez J. Rubaja systemu zabezpieczeń i sporządzenie wstępnej oceny jego oddziaływania na środowisko. Szybko jednak stwierdzono, że obok prostoty rozwiązań, stosunkowo niskich kosztów inwestycyjnych i skuteczności przeciwerozyjnej wdrażanego systemu zabezpieczeń, istnieje również możliwość wykorzystania go do zabezpieczenia przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych pochodzących z produkcji rolniczej. Zalety systemu skłaniały do jego upowszechnienia, jednak było to możliwe dopiero po przebadaniu skuteczności oraz stworzeniu metod projektowych i ocen oddziaływania na środowisko. Tak powstał projekt badawczy, zgłoszony do konkursu Komitetu Badań Naukowych. W ramach rozstrzygnięć konkursowych, w roku 2001 projekt ten uzyskał akceptację i został zakwalifikowany do finansowania.

Oryginalnym rozwiązaniem Autorów, zgłoszonym do konkursu było połączenie w jeden system zabezpieczeń przeciwerozyjnych i ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniami zawartymi w spływających z terenów intensywnie użytkowanych rolniczo wodami opadowymi. Ochrona przeciwerozyjna polega tu na spowolnieniu i niejednokrotnie zatrzymaniu spływu wód opadowych za pomocą odpowiednio lokalizowanych ziemnych przegród piętrzących, co powinno doprowadzić, w czasie od kilku do kilkunastu lat, do samoistnego powstawania struktury tarasowej na chronionym terenie. Ochrona wód powierzchniowych w tym systemie związana była z zatrzymaniem spływów wód opadowych na terenie chronionym przed erozją i niedopuszczenie ich bezpośrednio do cieków powierzchniowych. Połączenie przegród piętrzących z urządzeniami nawadniającymi (dreny, studnie i przegrody chłonne) pozwalało na powtórne wykorzystanie przez rośliny zgromadzonej wody i zawartych w niej środków nawozowych.

W ramach realizacji projektu podjęto następujące zadania:

- opracowanie metody projektowania rozpatrywanego systemu zabezpieczeń,
- wdrożenie metody sporządzania ocen oddziaływania na środowisko tego typu obiektów.

Dla celów weryfikacji podjętych prac studialnych i modelowych prowadzono równocześnie:

- inwentaryzację wciąż zmieniającego się obiektu, sporządzono również profil geologiczny rozpatrywanego fragmentu obiektu, pod kątem uwarunkowań litologicznych,
- badania zmierzające do określenia parametrów fizyko-wodnych gleb,
- monitoring dynamiki zmian uwilgotnienia gleby w rejonie stosowania zabezpieczeń,

- monitoring chemiczny w gromadzonych wodach opadowych,
- monitoring meteorologiczny,
- monitoring geodezyjny.

Badania realizowane w latach 2001-2004 obejmowały prace studialne, laboratoryjne, symulacyjne i pomiary terenowe. Realizowano je w ramach 4 sezonów badawczych obejmujących okresy pomiarowe czerwiec-wrzesień.

Dzięki finansowemu wsparciu KBN udało się zgromadzić niezbędny osprzęt pomiarowy i przeprowadzić założone badania. Stworzono własny model spływu wód opadowych, wdrożono unikalny system dokonywania ocen na środowisko gruntowowodne. Zebrano bogaty materiał weryfikacyjny, który będzie wykorzystywany w przyszłości, do dalszych badań.

Praca powstała w ramach realizacji grantu badawczego 1564/T09/2001/21 finansowanego przez Komitet Badań Naukowych. Badania oparto o wdrożony patent nr P.345788 z 2004 r. "Sposób zabezpieczenia gruntów przed erozją wodną powierzchniową i wąwozową, urządzenie do zabezpieczenia gruntów przed erozją wodną powierzchniową i wąwozową" autorstwa mgr. Jana Rubaja. Kierownik grantu: prof. dr hab. inż. Wenanty Olszta. Pracę zrealizowano w Zakładzie Gospodarki Wodnej Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej.

2. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU "OLSZANKA"

2.1. Lokalizacja obiektu

Gospodarstwo sadownicze firmy "Euro-East" spółka z o.o. o powierzchni ok. 200 ha, na którego terenie prowadzono badania stanowiące podstawę przedstawianej pracy, zlokalizowane jest w miejscowości Olszanka (gmina Kraśniczyn, powiat Krasnystaw, województwo lubelskie). Lokalizację gospodarstwa przedstawiono na rysunku 1. Od wschodu, teren gospodarstwa graniczy z zabudowaniami gospodarczymi miejscowości Olszanka, od północy zaś z jej gruntami ornymi. Zarówno od zachodu jak i w przeważającej części od południa, rozpatrywany teren przylega do terenów zalesionych (las Folwarczysko i rezerwat Głęboka Dolina) pociętych licznymi wąwozami.

Występujące na terenie samego obiektu badawczego, jak i w jego sąsiedztwie wąwozy z unikalnym naturalnym ekosystemem leśnym stanowiły podstawę do utworzenia rezerwatu "Głęboka Dolina" obejmującego powierzchnię 289,12 ha. Rezerwat ten stanowi fragment utworzonego w 1995 roku Skierbieszowskiego Parku Krajobrazowego [117]. Działalność rozpatrywanego gospodarstwa, w tym prowadzone tam prace przeciwerozyjne nie mogą naruszać istniejącego stanu rezerwatu. Badany obszar leży na stoku wysoczyzny, z której cały spływ wód powierzchniowych następuje w kierunku rzeki Wojsławki, leżącej na wschód od granic gospodarstwa.

10



Rys. 1. Lokalizacja obiektu w Olszance – fragment mapy 147.1 **Fig. 1.** Part of the map number 147.1 – localization of Olszanka object

2.2. Rzeźba terenu i warunki hydrograficzne

Olszanka leży w środkowej części Działów Grabowieckich. Jest to pokryty lessem garb kredowy z silnie rozczłonkowaną rzeźbą terenu przez gęstą sieć wąwozów i dolin rzecznych [56]. Pod względem hydrograficznym Olszanka jest położona w środkowej części zlewni rzeki Wojsławki, prawostronnego dopływu Wieprza.

Badania prowadzono w zlewni, w której linie ciekowe zabudowano (poprzegradzano) groblami ziemnymi [114]. Zlewnia ma powierzchnię 73,41 ha, a jej przeciętny spadek wynosi 4,3%. W celu przeanalizowania systemu hydrograficznego badanej zlewni dokonano klasyfikacji linii ciekowych (rys. 2) wg Hortona [4,5].

Długość linii ciekowych I rzędu wynosi 1,47 km. Linie ciekowe II rzędu osiągają długość 1,59 km. Natomiast długości linii ciekowych III i IV rzędu wynoszą odpowiednio 0,67 i 1,07 km. Średnia gęstość linii ciekowych w zlewni wynosi 6,48 km·km⁻².

Na podstawie pomiarów niwelacyjnych głównej linii ciekowej (16 października 2002 r.) wykonano jej przekrój podłużny (rys. 2a). Średni spadek wynosi 3,2%.

Dla zbiorników retencyjnych powstałych powyżej grobli ziemnych w liniach ciekowych wyznaczono mikrozlewnie (rys. 4), które charakteryzują się zróżnicowaniem pod względem kształtu, wielkości oraz rzeźby. Na rysunku 3 przedstawiono rozkład spadków w zlewni. Udział powierzchni według klas spadków dla każdej mikrozlewni zestawiono w tabeli 1. Klasyfikację spadków przyjęto (po zgeneralizowaniu) za A. Józefaciuk i Cz. Józefaciuk [49].



Rys. 2. Linie ciekowe w omawianej zlewni **Fig. 2.** Water runoff lines in the catchment

Omawiana zlewnia charakteryzuje się podobnym udziałem powierzchni o spadkach < 6% oraz w przedziale 6-15%. Ich udział wynosi odpowiednio 46,92 i 48,52%. W mikrozlewniach 5, 7 i 12 obserwuje się podobny udział spadków zarówno < 6% i tych z przedziału 6-15%. Jednak w niektórych mikrozlewniach udział spadków 6-15% jest większy o około dwadzieścia kilka procent niż spadków < 6% (mikrozlewnie 1, 2, 4, 8, 9), a w przypadku mikrozlewni nr 6, udział spadków z przedziału 6-15% jest o 70% więcej niż tych < 6%. Natomiast w pozostałych mikrozlewniach udział spadków < 6% jest o kilkanaście procent większy spadków z przedziału 6-15%. Spadki > 15% zajmują tylko 4,6% powierzchni zlewni i największy ich udział jest w mikrozlewniach 7, 9 i 12, osiągając odpowiednio wartości 8%, 18,86% i 12,9%.



Rys. 2a. Przekrój podłużny głównej linii ciekowej, numerami oznaczono groble, zbiorniki i mikrozlewnie Fig. 2a. Longitudinal section of the main valley line, dams, reservoirs and microcatchments are marked by numbers

Omawiana zlewnia charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem rzeźby terenu. Rozczłonkowane wierzchowiny wraz z łagodnymi stokami o nachyleniu do 6% zajmują ponad 34 ha, natomiast stoki o nachyleniu do 15% zajmują powierzchnię ponad 35 ha. Powierzchnie o nachyleniu ponad 15% to niewielkie porozrzucane płaty na stokach zajmujące niecałe 5 ha.



Rys. 3. Spadki terenu w mikrozlewniach **Fig. 3.** Ground declines in microcatchments

2.3. Użytkowanie i pokrywa glebowa

Na terenie gospodarstwa "Euro-East" w Olszance prowadzone są zarówno uprawy sadownicze, stanowiące podstawę profilu produkcji, jak i typowo rolnicze. Rozmieszczenie rodzaju upraw oraz klasy bonitacyjne gleb, wg "Mapy podziału i wypisu z rejestru gruntów" Wojewódzkiego Biura Geodezji i Terenów Rolnych w Lublinie Oddział Chełm, Pracownia w Krasnymstawie, G.209 KW43477 [92] (rys. 4).



Rys. 4. Rozkład rodzaju użytków i klasy bonitacyjne gleb, wg "Mapy podziału i wypisu z rejestru gruntów" [92]. SR – sad, R – grunt orny, Lz – teren zadrzewiony **Fig. 4.** Types of use and soil bonitation class, by "Map of division and land register" [92]. SR – orchard, R – arable land, Lz – forest

2.4. Warunki meteorologiczne

Olszanka leży we wschodniej części Wyżyny Lubelskiej, która charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem lokalnym klimatu. Dominują tu cechy klimatu kontynentalnego o dość wysokich średnich temperaturach rocznych i dużej częstotliwości występowania opadów, których roczna suma wynosi 600-700 mm [113]. Chomicz [10] zalicza Wyżynę Lubelską do obszarów o wzmożonej częstotliwości deszczów nawalnych.

Na podstawie danych zawartych w opracowaniu Kaszewskiego i in. [53] określono warunki termiczne dla obiektu Olszanka. Najchłodniejszym miesiącem roku jest styczeń o średniej temperaturze –4,2°C, zaś najcieplejszy jest lipiec ze średnią temperaturą 17,7°C. Średnia temperatura roczna wynosi 7,3°C, a w okresie wegetacyjnym 13,2°C. Olszanka leży w regionie o największym w Polsce natężeniu promieniowania słonecznego całkowitego, które wg Kuczmarskiej i Paszyńskiego [65] osiąga wartość 86 kcal·cm⁻². Średnia roczna liczba dni pogodnych wynosi 50, natomiast dni pochmurnych 140 [1]. Średnia roczna suma opadów atmosferycznych wynosi 600 mm, z czego około 425 mm przypada na okres wegetacyjny [53].

Tabela 1 . Powierzchnie i spadki terenu w mikrozlewniach Table 1. Areas and slope angel of the ground in microcatchments									
Nr mikrozlewni	Powierzchnia	Klasy nachyleń	terenu - Classes						
Microcatchment No.	Area	< 6%	6-15%						

Nr mikrozlewni	Powierzchnia	Klas	sy nachyleń	terenu – C	renu – Classes of falls of the g			
Microcatchment No.	Area	< 6%		6-1	5%	> 15%		
	(ha)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	
1	4,86	1,69	34,77	3,16	65,02	0,01	0,21	
2	3,66	1,29	35,25	2,18	59,56	0,19	5,19	
3	7,98	4,33	54,26	3,52	44,11	0,13	1,63	
4	1,72	0,66	38,37	1,06	61,63	0,00	0,00	
5	3,31	1,69	51,06	1,56	47,13	0,06	1,81	
6	1,64	0,19	11,58	1,36	82,93	0,09	5,49	
7	3,75	1,62	43,20	1,83	48,80	0,30	8,00	
8	8,72	3,38	38,76	5,24	60,09	0,10	1,15	
9	7,21	2,42	33,57	3,43	47,57	1,36	18,86	
10	22,38	12,60	56,30	8,89	39,72	0,89	3,98	
11	6,94	4,01	57,78	2,87	41,35	0,06	0,87	
12	1,24	0,55	44,36	0,53	42,74	0,16	12,90	
Σ	73,41	34,44	46,92	35,62	48,52	3,35	4,56	

Tabela 2. Sumy miesięczne opadów atmosferycznych i średnie miesięczne temperatury powietrza w Olszance oraz wartości średnie dla Lubelszczyzny z okresu 1951-1990 wg Kaszewskiego i in. [53] **Table 2.** Monthly precipitation totals and monthly temperature means in Olszanka and mean value for Lubelszczyzna from period 1951-1990 according to Kaszewski et al. [53]

	Rok hydrolog Hydrologic y	. 2001/2002 r 2001/2002	Rok hydrolog Hydrologic y	g. 2002/2003 rr 2002/2003	Suma opadów	Średnia temperatura
Miesiąc	Suma opadów	Średnia	Suma opadów	Średnia	total	Temperature
Month	Precipitation	temperatura	Precipitation	temperatura	1951-1990	mean
	total	Temperature	total	Temperature	(mm)	1951-1990
	(mm)	mean (°C)	(mm)	mean (°C)	(mm)	(°C)
XI	37	0,3	28	4,4	40	2,6
XII	30	-6,8	15	-7,1	35	-1,3
Ι	26	-3,3	29	-2,8	30	-4,2
II	38	3,3	35	-6,6	30	-3,2
III	25	4,3	7	1,4	30	0,9
IV	28	8,4	29	7,8	40	7,5
V	78	16,9	77	18,9	65	13,1
VI	101	17,3	81	16,7	80	16,4
VII	82	21,2	82	19,5	85	17,7
VIII	51	19,7	43	18,8	70	17,0
IX	43	11,1	13	14,1	50	12,8
Х	88	6,7	61	8,3	40	7,8
	Σ 627	8,3	Σ 500	7,8	Σ 600	7,3

Na terenie Przedsiębiorstwa "Euro-East" w Olszance założono stację meteorologiczną w październiku 2001r. Pomiary wysokości opadów atmosferycznych były prowadzone przy pomocy deszczomierza Hellmana (przez cały rok hydrologiczny) oraz pluwiografu (w okresie wegetacyjnym). Natomiast temperatury były mierzone urządzeniem Data Logger i obliczono średnie dobowe temperatury powietrza. W tabeli 2 zestawiono sumy miesięczne opadów i średnie miesięczne temperatury powietrza ze stacji meteorologicznej w Olszance. Dokonano ich analizy w oparciu o materiały zamieszczone w opracowaniu Kaszewskiego i in. [53] dotyczące warunków meteorologicznych na obszarze Lubelszczyzny w latach 1951-1990.

W roku hydrologicznym 2001/2002 średnie miesięczne temperatury powietrza osiągały wartość od –6,8°C dla grudnia 2001 do 21,2°C dla lipca 2002. Średnie temperatury powietrza dla marca, maja i lipca 2002 r. były co najmniej o 3°C wyższe niż średnie temperatury dla tych miesięcy w latach 1951-1990, a w lutym 2002 była ona wyższa o 6,5°C. Natomiast średnia temperatura powietrza w grudniu 2001 r. była o 5,5°C niższa niż w latach 1951-1990. Również średnia roczna temperatura powietrza dla tego regionu odbiega od wartości określonej w latach 1951-1990 i osiąga wartość 8,3°C.

W roku hydrologicznym 2002/2003 najzimniejszym miesiącem był grudzień ze średnią temperaturą –7,1°C, a najcieplejszym lipiec z temperaturą 19,5°C. Przebieg średnich temperatur powietrza w roku hydrologicznym 2002/2003 był podobny do średnich z lat 1951-1990. Jedynie średnie temperatury dla grudnia i lutego były odpowiednio o około 6°C i 3°C niższe, natomiast średnia temperatura w maju osiągnęła wartość prawie o 6°C wyższą. Charakterystykę opadów atmosferycznych opracowano w oparciu o kryteria przyjęte przez Kaczorowską [52].

Tabela 3. Opady o wielkości powyżej 10 mm oraz opady i fazy opadów o natężeniu powyżej 0,1 mm min⁻¹ w Olszance w roku hydrologicznym 2001/2002

Data – Date	Opad – Precipi	tation	Czas trwania - Duration	Natężenie – Intensity
		(mm)	(h)	$(\text{mm} \cdot \text{min}^{-1})$
13.V.2002	Cały opad / Total	10,7	2,0	0,09
17.V.2002	Cały opad / Total	12,1	8,5	
	w tym / part	6,0	3,0	0,03
26.V.2002	Cały opad / Total	43,0	2,0	
	w tym / part	40,0	1,5	0,44
4.VI.2002	Cały opad / Total	11,6	7,5	
	w tym / part	6,5	5,0	0,02
7.VI.2002	Cały opad / Total	13,6	1,0	
	w tym / part	10,0	0,5	0,33
8.VI.2002	Cały opad / Total	10,5	4,0	0,04
10.VI.2002	Cały opad / Total	14,7	7,0	
	w tym / part	6,3	1,5	0,07
13.VI.2002	Cały opad / Total	6,0	1,0	0,10
25.VI.2002	Cały opad / Total	10,3	4,0	
	w tym / part	5,5	1,0	0,09
29.VI.2002	Cały opad / Total	12,8	6,0	
	w tym / part	3,5	0,25	0,23
4.VII.2002	Cały opad / Total	32,1	10,0	
	w tym / part	5,7	0,5	0,19
11.VII.2002	Cały opad / Total	14,2	0,5	0,47
31.VII.2002	Cały opad / Total	24,1	9,0	
	w tym / part	7,2	0,5	0,24
10.VIII.2002	Cały opad / Total	13,5	3,0	0,05

Table 3. Precipitations higher than 10 mm and precipitations and precipitation phases which intensity were > 0.1 mm min⁻¹ in Olszanka in hydrologic year 2001/2002

Rok hydrologiczny 2001/2002 był rokiem przeciętnym pod względem wielkości opadów. Jedynie luty i czerwiec były miesiącami wilgotnymi, a październik był skrajnie wilgotny. Natomiast kwiecień i sierpień były miesiącami suchymi.

Rok hydrologiczny 2002/2003 był rokiem suchym. Miesiące suche lub bardzo suche to listopad, grudzień, kwiecień, sierpień i wrzesień. Marzec był skrajnie suchy. Pozostała część roku była przeciętna, jedynie październik był miesiącem bardzo wilgotnym.

W tabelach 3 i 4 podano opady o wielkości powyżej 10 mm oraz opady i fazy opadów o natężeniu powyżej $0,1 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$.

Tabela 4. Opady o wielkości powyżej 10 mm oraz opady i fazy opadów o natężeniu powyżej 0,1 mm·min⁻¹ w Olszance w latach hydrologicznych 2002/2003

Table 4. Precipitations higher than 10 mm and precipitations and precipitation phases which intensity were $> 0,1 \text{ mm min}^{-1}$ in Olszanka in hydrologic year 2002/2003

	Opad – Precipi	tation	Czas trwania - Duration	Natężenie – Intensity
Data – Date		(mm)	(h)	$(\text{mm} \cdot \text{min}^{-1})$
9.V.2003	Cały opad – Total	22,5	2,0	0,19
11.V.2003	Cały opad – Total	17,0	3,0	0,09
13.V.2003	Cały opad – Total	3,9	0,5	0,13
14.V.2003	Cały opad – Total	9,0	7,5	
	w tym – part	4,0	0,5	0,13
15.V.2003	Cały opad – Total	15,0	12,5	
	w tym – part	5,5	0,5	0,18
1.VI.2003	Cały opad – Total	17,3	2,0	0,14
6.VI.2003	Cały opad – Total	36,0	6,0	
	w tym – part	10,0	1,0	0,17
13.VI.2003	Cały opad – Total	14,3	6,0	
	w tym – part	7,0	1,0	0,12
31.VI.2003	Cały opad – Total	3,8	0,5	0,13
4.VII.2003	Cały opad – Total	5,5	0,5	0,18
19.VII.2003	Cały opad – Total	8,0	1,0	
	w tym – part	6,0	0,5	0,20
23.VII.2003	Cały opad – Total	12,0	1,0	0,20
24.VII.2003	Cały opad – Total	35,8	1,5	0,40
9.VIII.2003	Cały opad – Total	10,3	6,0	
	w tym – part	5,5	2,0	0,05
23.VIII.2003	Cały opad – Total	14,0	3,0	0,08

W okresie wegetacyjnym 2002 r. zarejestrowano 13 opadów powyżej 10 mm, z czego około połowa miała natężenie większe niż 0,1 mm·min⁻¹. Opady o największym natężeniu wystąpiły 26 maja, 7 czerwca oraz 11 lipca, a ich natężenia osiągnęły wielkości powyżej 0,3 mm·min⁻¹. 26 maja wystąpił opad o wielkości 43 mm w ciągu 2 godzin. Natomiast 4 lipca zarejestrowano opad 32 mm, ale trwający około 10 godzin.

W okresie wegetacyjnym 2003 r. wystąpiło 10 opadów deszczu o wielkości powyżej 10 mm, a 7 z nich miało natężenie około lub ponad 0,1 mm·min⁻¹. Większość zarejestrowanych opadów charakteryzowała się natężeniem od 0,1 do 0,2 mm·min⁻¹. 24 lipca 2003 r. wystąpił prawie 36 mm opad deszczu w czasie 1,5 godziny i osiągnął natężenie 0,4 mm·min⁻¹.

Okres wegetacyjny w 2002 r. charakteryzował się występowaniem dużych opadów deszczu i dodatkowo o dużym natężeniu (> 0,2 mm·min⁻¹). W przypadku okresu wegetacyjnego w 2003 r. wysokość większości opadów atmosferycznych nie przekraczała 20 mm, a ich natężenie 0,2 mm·min⁻¹.

2.5. Litologiczne uwarunkowania erozji pokrywy lessowej obiektu

Rejon Olszanki leży w obrębie Działów Grabowieckich Wyżyny Lubelskiej. Objęty jest szczegółowym zdjęciem geologicznym w skali 1 : 50 000 [76]. Powierzchniowo wyróżniono tu występowanie zwartej pokrywy lessów młodszych (zlodowacenie północnopolskie). W obrębie rozcięć erozyjnych udokumentowano występowanie mułków deluwialnych zmiennej miąższości, a w głębokich rozcięciach rezerwatu Głęboka Dolina (na NW od sadu) odsłaniają się opoki wapniste podłoża kredowego (mastrycht górny). W otworach studziennych na terenie gospodarstwa sadowniczego określono miąższość pokrywy lessowej na ok. 8-24 m.



Rys. 5. Lokalizacja profilu geotechnicznego — i odwiertów badawczych 🖲 – tachimetryczna mapa wysokościowa [103]

Fig. 5. Localization of geotechnic profile — and research drilling holes [8] – tachimetric map [103]

Lessy leżą na glinach lub piaskach gliniastych zlodowacenia środkowopolskiego lub bezpośrednio na podłożu kredowym (rys. 6). Stały poziom wodonośny w tym rejonie występuje w obrębie spękanego górotworu kredowego, który w formie źródeł warstwo-szczelinowych drenowany jest w obrębie doliny Wojsławki i jej dopływu przebiegającego wzdłuż wąwozu Głębokiej Doliny. Rejon sadu leży w strefie wododziałowej lokalnych systemów erozyjnych.

Do rozpoznania charakteru litologicznego oraz właściwości fizyko-mechanicznych i hydraulicznych lessu wykonano 12 otworów o głębokości 0,5-6 m (rys. 5). Próby pobierano z każdego otworu co 0,5 m i wykonywano dla nich oznaczenia wilgotności aktualnej, składu granolumetrycznego oraz składu mineralnego i zawartości części organicznych.

Wilgotność aktualną określano metodą wagową po wysuszeniu próbek w temp. 105°C. Skład granolumetryczny określano metodą sitową na mokro oraz przy użyciu analizy pipetowej. Skład mineralny, w tym zawartość węglanów i substancji organicznej określono derywatograficznie zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Wyrwickiego [139].

Analizowane lessy wykazują dużą poziomą i pionową zmienność wynikającą z pierwotnych uwarunkowań genetycznych oraz późniejszych procesów wietrzeniowych i erozyjno-depozycyjnych zachodzących w najwyższym plejstocenie i holocenie. Manifestują się one różnym udziałem i rodzajem minerałów ilastych, zawartością węglanów oraz związków organicznych i tlenowodorotlenków żelaza. W konsekwencji skutkuje to odmiennością cech mechanicznych i filtracyjnych, charakteryzowanych w tabeli rodzajem gruntu (pył – glina pylasta – glina – glina zwięzła, półprzepuszczalne - słabo przepuszczalne - bardzo słabo przepuszczalne - nieprzepuszczalne). Pozwala to na wyróżnienie w tym rejonie kilku facji lessu. Najpowszechniej (otw. 1 do gł. 4,5 m, otw. 2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11 i 12 do gł. 15 m) stwierdzono występowanie lessu typowego subaeralnego wykształconego w formie pyłu kwarcowego o zawartości minerałów ilastych do 7% i weglanu wapnia 7-10%. W składzie minerałów ilastych tych lessów występuje illit i beidelit w zmiennych proporcjach. W strefie przypowierzchniowej w wyniku procesów wietrzeniowych glebowych, lessy te przechodzą w gliny pylaste, bezwęglanowe o zwiększonym (iluwialnym) udziale żelaza i związków organicznych. W poziomach wietrzeniowych lessu w składzie minerałów ilastych przeważa beidelit nad illitem. Drugim rodzajem lessu są aeralne pyły i subaeralne gliny pylaste (otw. 4 i 5) o podobnym składzie minerałów ilastych oraz ze śladowym udziałem węglanów. Brak poziomu iluwialnego sugeruje ich większą podatność na procesy erozji powierzchniowej. Trzecim rodzajem lessu stwierdzonym w wykonanych otworach jest glina i glina zwięzła o zawartości minerałów ilastych 12-20% i składzie illitowo-montmorylonitowym o dominacji tego drugiego. Ten rodzaj lessu stwierdzono wyłącznie w otworze nr 1 na głębokości 5-6 m. Wykształcenie tego lessu może wskazywać na jego subakwalną genezę. W obrębie wyróżnionych facji lessu występują lokalnie modyfikacje wynikające ze zwiększonej zawartości substancji organicznej. Są one typowe dla rezydualnych poziomów wietrzeniowoglebowych oraz w obrębie profilu w formie wypełnień deluwialnych paleorozcięć erozvjnych lub reliktowych poziomów gleb kopalnych.





Ta horyzontalna i diagonalna mozaika strukturalno-mineralna skutkuje znaczą anizotropią właściwości filtracyjnych górotworu lessowego, jego przestrzennego uwilgotnienia oraz predyspozycji do sufozji i erozji powierzchniowej.

2.6. Właściwości przewodzące i retencyjne gleb

2.6.1. Przepuszczalność gleb w stanie nasyconym

Współczynnik przewodnictwa hydraulicznego przy pełnym nasyceniu, zwany powszechnie współczynnikiem filtracji k_s , jest jedną z podstawowych wielkości związanych z ruchem wody w gruncie. W związku z upowszechnieniem stosowania technik komputerowych współczynnik ten zyskał szczególne znaczenie jako podstawowy wejściowy parametr w najczęściej stosowanych modelach przepływu wody glebowej [83,144]. Ważnym zagadnieniem staje się więc dokładność pomiaru współczynnika filtracji, gdyż jego wartość ma wpływ na przebieg symulacji procesów zachodzących przy przepływie wody w gruncie.

Z uwagi na duże znaczenie współczynnika przewodnictwa hydraulicznego przy pełnym nasyceniu powstało wiele metod jego pomiaru. Niestety wszystkie te metody dają wyniki często znacznie różniące się między sobą. Wynika to z niezmiernej zależności współczynnika filtracji od wielkości i sposobu poboru próbek, geometrii przepływu wody przez glebę oraz różnych fizycznych i hydrologicznych charakterystyk gleb [111]. Jest to więc parametr trudny do pomiaru, charakteryzujący się ponadto dużą zmiennością zarówno w przestrzeni, jak i w czasie, przez co wymaga pobrania dużej liczby prób do badań.

Wartość współczynnika filtracji można określić za pomocą wzorów empirycznych, bądź też wykorzystać do tego celu badania laboratoryjne lub polowe.

Wzory empiryczne oparte są o szybsze, tańsze i metodycznie łatwiejsze do pomiaru parametry charakteryzujące glebę. Zazwyczaj jest to skład granulometryczny i porowatość ogólna [134]. Stały rozwój technik komputerowych i wciąż prowadzone badania dają obiecujące rezultaty. Powstają nowe wzory wykorzystujące nie tylko wspomniane wcześniej wielkości [69,120], ale również inne parametry, np. porowatość efektywną [80,109,124], makroporowatość [69,108] czy przepuszczalność powietrzną przy ciśnieniu ssącym wody 100 hPa [107].

Drugą grupę metod wyznaczania współczynnika przewodnictwa hydraulicznego przy pełnym nasyceniu profilu glebowego wodą stanowią badania laboratoryjne. Są one dokładniejsze od metod obliczeniowych, ale zakres ich stosowania jest ograniczony. Szczególne niebezpieczeństwo leży w uogólnieniu otrzymanych tą drogą wartości współczynnika filtracji na większe, niejednorodne filtracyjnie obszary [134]. Zaleca się, aby badaniom laboratoryjnym współczynnika filtracji poddawać próbki glebowe pobrane bez naruszenia struktury gruntu (NNS). Możliwe jest także badanie próbek o naruszonej strukturze (NS), sztucznie zagęszczanych i nawilżanych [75].

W warunkach laboratoryjnych współczynnik filtracji można określić za pomocą specjalnych przyrządów, zwanych przepuszczalnościomierzami. Zasada ich działania oparta jest na prototypie, którym posługiwał się w swoich doświadczeniach nad filtracją Darcy [13]. Ze względu na charakter filtracji wody i zasadę działania aparaty te można podzielić na stało- i zmiennogradientowe [75]. W przepuszczalnościomierzach o stałym gradiencie hydraulicznym badanie polega na przepuszczeniu wody przez próbkę gleby i pomiarze natężenia filtracji Q oraz różnicy wysokości ciśnienia ΔH . W przyrządach o zmiennym gradiencie hydraulicznym mierzy się tempo opadania zwierciadła wody H(t).

Zarówno obliczeniowe, jak i laboratoryjne metody wyznaczania współczynnika filtracji nie dają ścisłych wyników, ponieważ pobrane próbki badane są w sztucznych warunkach, a także często struktura próbek jest naruszona. Metody polowe są najbardziej miarodajne, ale stosowanie ich ograniczają znaczne koszty, czas i pracochłonność [112].

Wciąż trwają prace mające na celu udoskonalenie istniejących technik określania w terenie przewodnictwa hydraulicznego przy pełnym nasyceniu [3] oraz sposobów opracowywania wyników pomiarów [138]. Nieustannie dąży się bowiem do osiągnięcia jak najbardziej wiarygodnych wyników i uproszczenia pomiarów.



Rys 7. Schemat cylindra z piezometrem do wyznaczania współczynnika filtracji gleb w terenie [149]: 1 – cylinder pomiarowy, 2 – korek gumowy, 3 – rurka piezometryczna z podziałka, 4 – cylinder ochronny **Fig. 7.** Scheme of the cylinder with a piezometer to measure saturated hydraulic conductivity coefficient [149]: 1 – measurement cylinder, 2 – gum heel, 3 – piezometer pipe, 4 – protective cylinder

Jak wynika z powyższych rozważań, dokładne wyznaczenie współczynnika filtracji nie jest łatwe. Poza wyborem odpowiedniej metody badań należy wziąć pod uwagę parametry przepływającej wody oraz warunki, w jakich ten przepływ zachodzi. Na terenie obiektu "Olszanka" pomiaru współczynnika filtracji dokonano dwiema metodami – za pomocą cylindra z piezometrem bezpośrednio w polu oraz zmodyfikowanym aparatem Wita w laboratorium.

Podstawową częścią przyrządu wykorzystanego przez autorów do badań polowych (rys. 7) jest metalowy cylinder pomiarowy 1, zamknięty od góry przyspawanym stożkowym daszkiem. W szczytowej części daszka znajduje się otwór, w który wprowadza się piezometr 2 z podziałką milimetrową. Drugim ważnym elementem przyrządu jest otwarty metalowy cylinder ochronny 4 o średnicy 4-krotnie większej niż średnica cylindra pomiarowego. Aby przystąpić do badań należy wcisnąć w grunt oba cylindry i zalać je wodą, przy czym w cylindrze ochronnym utrzymuje się stały jej poziom, a pomiarowy wypełnia się całkowicie. Pomiar polega na określeniu czasu opadania słupa wody w rurce piezometru 3 od określonego poziomu h_1 do poziomu h_2 po ustaleniu się szybkości opadania tego poziomu. Na tej podstawie określa się współczynnik filtracji k_s za pomocą wzoru [149]:

$$k_{sC} = \frac{l}{t_2 - t_1} \cdot \frac{f}{F} \cdot \ln \frac{h_1}{h_2}, \qquad (1)$$

gdzie: k_{sC} – współczynnik filtracji wyznaczony metodą cylindra z piezometrem, cm·s⁻¹, l – głębokość wbicia cylindra w glebę, cm, f – powierzchnia przekroju rurki piezometru, cm², F – powierzchnia przekroju cylindra pomiarowego, cm², h_1 – początkowa wysokość słupa wody w piezometrze, cm, h_2 – końcowa wysokość słupa wody w piezometrze, cm, t_1 – czas rozpoczęcia pomiaru odpowiadający wysokości h_1 , s, t_2 – czas zakończenia pomiaru odpowiadający wysokości h_2 , s.

Szczegóły dotyczące budowy aparatu i przeprowadzanych w trakcie badań czynności znaleźć można w pracy Zawadzkiego i Olszty [149].

W przypadkach, gdy przez kilka godzin nie ustalało się tempo opadania zwierciadła wody w piezometrze, współczynnik filtracji określany był szacunkowo na podstawie zmian wartości współczynnika przewodnictwa hydraulicznego w trakcie stabilizacji.

Drugim zastosowanym do określania współczynnika filtracji przyrządem był zmodyfikowany aparat Wita (rys. 8). Jest to permeametr do badania filtracji gruntów zarówno ze stałym, jak i ze zmiennym gradientem hydraulicznym. Zastosowana metoda pomiaru ze stałym spadkiem ciśnienia hydraulicznego polega na pomiarze przepływu wody Q przez nasyconą próbkę gleby 5 oraz określeniu różnicy wysokości ciśnienia ΔH między utrzymywanym przez pompę 4 stałym poziomem wody w zbiorniku 1 a zwierciadłem w umieszczonych w nim cylindrach pomiarowych 6. Na tej podstawie, przy znanym przekroju cylindra F i grubości próbki Δl , oblicza się wartość współczynnika filtracji korzystając z wzoru (2) [150]:

$$k_{sW} = \frac{Q\Delta l}{F\Delta H},\tag{2}$$

gdzie: Q – ilość wody przesączającej się przez próbkę w jednostce czasu, cm³·s⁻¹, Δl – długość próbki mierzona w kierunku przepływu wody, cm, F – powierzchnia przekroju poprzecznego próbki, prostopadła do kierunku przepływu wody, cm², ΔH – strata wysokości hydraulicznej na długości Δl , cm, k_{sW} – współczynnik filtracji wyznaczony zmodyfikowaną metodą Wita, cm·s⁻¹.



Rys. 8. Schemat zmodyfikowanego aparatu Wita [150]: 1 – zbiornik główny, 2 – naczynie przelewowe, 3 – zamknięty zbiornik z wodą, 4 – pompa elektryczna, 5 – próbka gleby w stalowym cylindrze, 6 – cylinder pomiarowy, 7 – lewar przelewowy, 8 – syfon odpływowy, 9 – biureta, 10 – rynienka odpływowa, 11 – gumowy korek

Fig. 8. Scheme of the modified Wit apparatus [150]: 1 - main container, 2 - overfall vessel, 3 - cloced water container, 4 - electric pump, 5 - soil sample in a steel cylinder, 6 - measurement cylinder, 7 - overfall siphon, 8 - outflow siphon, 9 - burette, 10 - outflow trough, 11 - gum heel

Sposób przygotowania próbek gleby, budowa aparatu oraz metodyka badania metodą Wita szczegółowo zostały opisane w pracy Zawadzkiego i Olszty [150].

Po przeprowadzeniu doświadczeń i obliczeń określono błąd pomiaru współczynnika filtracji metodą laboratoryjną względem badań polowych za pomocą wzoru:

$$\delta = \frac{\left|k_{sC} - k_{sW}\right|}{k_{sC}} \cdot 100\%, \qquad (3)$$

oznaczenia jak w poprzednich wzorach.

Badania współczynnika filtracji bezpośrednio w terenie zostały przeprowadzone w 2002 r. na 26 stanowiskach pomiarowych, przy zakresie głębokości 0-135 cm, natomiast w 2003 r. na 7 stanowiskach, na głębokości 0-120 cm. Próbki do badań metodą Wita zostały pobrane w 2002 r. z 14 stanowisk, z głębokości 0-100 cm, a w 2003 r. z 8 stanowisk, z głębokości 0-120 cm. Miejsca, w których przeprowadzono pomiary współczynnika filtracji za pomocą cylindra z piezometrem oraz pobrano próby do badań laboratoryjnych w latach 2002-2003 przedstawia rysunek 9. Stanowiska oznaczone liczbami odpowiadają miejscom, w których oprócz współczynnika filtracji mierzono wilgotność gleby oraz współczynnik przewodnictwa hydraulicznego gleb nienasyconych. Dużymi literami alfabetu oznaczono natomiast te stanowiska, w których badano tylko współczynnik filtracji.



Rys. 9. Lokalizacja stanowisk pomiarowych badania współczynnika filtracji [103] **Fig. 9.** Localization of testing-places [103]

Uzyskane wyniki badań współczynnika przewodnictwa hydraulicznego gleb nasyconych zestawiono w tabelach 5 i 6.

Tabela 5. Wartości współczynnika filtracji uzyskane metodą cylindra z piezometrem (k_{sC}) oraz za pomocą aparatu Wita (k_{sW}) w 2002 roku

Table 5. Saturated hydraulic conductivity coefficient values received by the cylinder with a piezometer (k_{sC}) method and by the Wit apparatus (k_{sW}) in the year 2002

Stanowisko Place	Głębokość Depth	k _{sC}	k_{sW}	$\frac{k_{sW}}{k_{sW}}$	$\delta = \frac{\left k_{sC} - k_{sW}\right }{k} \cdot 100\%$
			b	<i>k</i> _{sC}	κ_{sC}
	(cm)	(m·d ⁻)	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{d}^{-1})$	(-)	(%)
1	25-30	0,181	-	-	—
1	135-140	0,260	0,396	1,522	52,22
2	25-30	0,142	0,154	1,083	8,32
3	25-30	0,046	-	-	_
6	0-5	0,190	-	-	-
7	0-5	0,266	0,659	2,476	147,60
7	20-25	0,094	0,173	1,844	84,36
7	50-55	0,756	0,963	1,274	27,43
7	100-105	0,133	0,122	0,914	8,60
8	0-5	0,321	0,312	0,972	2,82
8	30-35	0,329	-	-	_
8	100-105	0,956	2,115	2,213	121,29
9	25-30	_	0,611	_	_
9	60-65	0,592	0,907	1,533	53,28
10	0-5	0,188	_	_	_
10	30-35	0,471	0,431	0,916	8,44
10	70-75	0,510	0,596	1,167	16,72
11	0-5	0,302	0,333	1,103	10,27
11	20-25	0,054	_	_	_
12	0-5	0,212	0,448	2,118	111,79
А	0-5	0,590	0,543	0,920	7,97
А	25-30	0,0235	_	_	_
В	0-5	_	0,261	_	_
С	0-5	-	0,285	_	_
D	0-5	0,154	_	_	_
Е	0-5	0,655	_	_	_
F	0-5	0,168	_	_	_
G	0-5	0.049	_	_	_
Н	0-5	0,366	_	_	_
Ι	0-5	0,404	_	_	_
J	0-5	0.431	_	_	_
K	0-5	0.142	_	_	_
L	25-30	0.115	_	_	_
М	0-5	0.904	0.896	0.992	0.84
М	20-25	0.046	_	_	
Ν	0-5	0.082	_	_	_
0	0-5	0,421	_	-	_
Ó	0-35	_	0,395	_	_
P	0-5	0,128		-	_
P	0-35	_	0.744	_	_
R	0-5	0.532		_	_
R	25-30	1,046	_	_	_

Na podstawie przeprowadzonych analiz stwierdzono, że współczynnik filtracji gleb obiektu "Olszanka" mieści się w przedziale $10^{-5}-10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (0,864-0,086 m·d⁻¹), więc wg Pazdro [105] gleby te charakteryzuje słaba przepuszczalność. W pojedynczych przypadkach (stanowisko 8 – głębokość 100-105 cm, stanowisko 13 – głębokość 0-5 cm, stanowisko R – głębokość 25-30 cm) zaobserwowano charakterystyczną dla lessów [105] przepuszczalność średnią ($k_s = 10^{-4}-10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Na stanowiskach 3, 11, 13 oraz A na głębokości ok. 25 cm stwierdzono występowanie skał półprzepuszczalnych ($k_s = 10^{-6}-10^{-8} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Według Wiłuna [136] współczynnik filtracji gleb obiektu "Olszanka" odpowiada lessom o strukturze nienaruszonej.

Tabela 6. Wartości współczynnika filtracji uzyskane metodą cylindra z piezometrem (k_{sC}) oraz za pomocą aparatu Wita (k_{sW}) w 2003 roku

Table 6. Saturated hydraulic conductivity coefficient values received by the cylinder with a piezometer method (k_{sC}) and by the Wit apparatus (k_{sW}) in the year 2003

Stanowisko Place	Głębokość Depth	k _{sC}	k_{sW}	$\frac{k_{sW}}{k_{sC}}$	$\delta = \frac{\left k_{sC} - k_{sW}\right }{k_{sC}} \cdot 100\%$
	(cm)	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{d}^{-1})$	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{d}^{-1})$	(-)	(%)
6	0-5	0,158	0,153	0,972	2,81
8	50-55	0,305	0,338	1,08	10,79
8	80-85	0,304	0,316	1,038	3,82
8	110-115	0,153	0,183	1,196	19,55
11	0-5	0,134	0,126	0,944	5,59
13	0-5	0,327	0,408	1,248	24,79
13	30-35	0,422	0,394	0,933	6,74
13	50-55	0,157	0,148	0,939	6,15
13	80-85	0,254	0,285	1,122	12,20
13	115-120	-	0,113	-	_
F	0-5	0,098	0,088	0,900	9,95
Ν	0-5	-	0,278	-	_
Ν	30-35	0,735	0,738	1,005	0,47
S	50-55	-	0,184	-	_
S	80-85	-	0,231	-	_
S	115-120	-	0,378	-	_
Т	0-5	0,275	0,275	1,000	0,01

Porównując wartości z ostatniej kolumny w tabeli 5 i w tabeli 6 dla tych przypadków, gdzie równocześnie wykorzystano obie omówione wcześniej metody wyznaczania k_s , zauważyć można, że w 2002 roku wystąpiła wyraźnie większa rozbieżność pomiędzy wynikami pomiarów przeprowadzonych za pomocą cylindra z piezometrem a rezultatami badań aparatem Wita. Wartości współczynnika filtracji uzyskane obiema wspomnianymi metodami w 2002 roku można uznać za porównywalne tylko dla połowy rozpatrywanych przypadków, dla których błąd względny wg wzoru (3) wynosi 0,84-16,72%. We wszystkich pozostałych przypadkach wyniki uzyskane z badań laboratoryjnych są 1,274-2,476 razy większe od rezultatów pomiarów przeprowadzonych w terenie.

W 2003 roku, dzięki zwiększeniu liczby prób, pobieranych do badań aparatem Wita oraz zwiększeniu liczby powtórzeń pomiarów w laboratorium, uzyskano bardziej zbieżne rezultaty dla obu rozpatrywanych metod. Błąd względny wg wzoru (3) nie przekracza 10% aż w ośmiu z dwunastu badanych przypadków, a w pozostałych czterech wynosi 10,79-24,79% i podobnie jak w poprzednim roku związany jest większymi wartościami wyników pomiarów metodą Wita. Przyczyną zawyżenia wyników badań laboratoryjnych jest najprawdopodobniej występowanie przyściennego przecieku w niektórych cylindrach pomiarowych.

Przeprowadzone obliczenia statystyczne oraz doświadczenia wykazały, że aby uzyskać wiarygodne wyniki pomiaru współczynnika filtracji za pomocą zmodyfikowanego aparatu Wita, należy przygotować do badań jak największą liczbę prób z danego stanowiska (co najmniej 10), zwłaszcza w przypowierzchniowej strefie gleby, w której występuje fauna glebowa i większość masy korzeniowej uprawianych roślin. Wynika to z faktu, że pobierane próbki są stosunkowo małe (100 cm³), a wszelkie zmiany w glebie mają duży wpływ na wartość współczynnika filtracji. Pobór dużej liczby prób umożliwia wyeliminowanie tych, które dają wyniki zdecydowanie odbiegające od większości dla danego stanowiska. Różnice mogą być spowodowane występowaniem w glebie lokalnych zmian, np. w postaci kanalików po korzeniach, naruszeniem struktury gleby podczas pobierania próbek lub wystąpieniem przyściennego przecieku w cylindrach podczas badań.

Poza pobraniem dużej liczby prób w zmodyfikowanej metodzie Wita należy również kilkunastokrotnie powtórzyć pomiary, co nie stanowi problemu ze względu na prostotę wykonywanych czynności. Konieczne jest jednak zwrócenie uwagi na to, by pomiary nie trwały dłużej niż 2-3 dni, z powodu pęcznienia gleby, które powoduje obniżanie wartości badanego parametru.

W przypadku pomiarów współczynnika filtracji gleb słabo przepuszczalnych za pomocą cylindra z piezometrem największym problemem był długi okres stabilizacji prędkości opadania zwierciadła wody. Niekiedy powodował on wydłużenie czasu badań do dziesięciu godzin lub konieczność przybliżonego określenia współczynnika filtracji na podstawie zmian wartości współczynnika przewodnictwa hydraulicznego w trakcie stabilizacji. Bezsprzeczną zaletą omawianej metody jest jednak możliwość przeprowadzenia badań w warunkach w pełni naturalnych, bez naruszania struktury gleby. Ponadto pomiar jest metodycznie prosty i nie wymaga skomplikowanego, kosztownego sprzętu.

Przeprowadzone badania pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

 współczynnik filtracji gleb obiektu "Olszanka" charakteryzuje się dużą zmiennością zarówno w przestrzeni, jak i w profilu glebowym,

- zastosowanie cylindra z piezometrem do pomiaru współczynnika filtracji gleb słabo przepuszczalnych jest ograniczone przez długi czas stabilizacji opadania zwierciadła wody w urządzeniu,
- celem uzyskania wiarygodnych wyników, metoda Wita wymaga poboru z danego stanowiska kilkunastu prób gleby do badań oraz wielokrotnego powtórzenia pomiarów,
- obie omawiane metody wyznaczania współczynnika filtracji okazały się względnie porównywalne i w przypadku braku możliwości prowadzenia badań w terenie, można je zastąpić pomiarami metodą Wita w laboratorium.

2.6.2. Przepuszczalność gleb w stanie nienasyconym

Badania przepuszczalności gruntów w strefie aeracji przeprowadzono za pomocą metody bloku pyłowego [90,94,96]. Badania prowadzono dla wybranych próbek gruntów pobranych w wybranych, charakterystycznych punktach pomiarowych rozpatrywanego profilu glebowego – rozmieszczenie punktów poboru próbek glebowych na profilu pokazano na rysunku 9. Pobrane w terenie w trzech punktach z głębokości 0-100 cm, do cylindrów o wysokości 350 mm i średnicy 150 mm, wykonanych z PCV, próbki gruntu umieszczono na powierzchni odpowiednio przygotowanego bloku pyłowego (wg zaleceń IMUZ Lublin [90,94]) przykrytego stalową płytą z wyciętymi otworami zezwalającymi na umieszczenie cylindrów. Następnie wszelkie połączenia uszczelniono. Wyznaczanie współczynnika polegało na pomiarze ciśnienia ssącego lub wilgotności w osuszanym bądź nawilżanym monolicie glebowym (rys. 10).



Rys. 10. Schemat stanowiska laboratoryjnego użytego do wyznaczenia zależności k = f(h)**Fig. 10.** Scheme of laboratory equipment used to k = f(h) curve determination

30

Wysokość podciśnienia na styku monolitu i bloku pyłowego regulowano poprzez zmianę położenia naczynia poziomującego. Pomiar ciśnienia w monolicie realizowano za pomocą tensjometrów ceramicznych podłączonych do rtęciowych manometrów różnicowych [90,93,94]. Alternatywny pomiar wilgotności realizowano poprzez wprowadzenie do monolitów sond miernika TDR. Przepływ wody przez monolit określano za pomocą butli uzupełniającej lub odczytów z krzywej pF. Podstawową zaletą zastosowanej metody była możliwości uwzględnienia w czasie wyznaczania funkcji k = f(h) występowania zjawiska histerezy pojawiającego się w czasie nawilżania i osuszania gruntu wspomaganego np. poprzez owiewanie powierzchni próbek za pomocą powietrza kierowanego z wentylatora oraz możliwość ogrzania ich za pomocą promienników. Daje to możliwość prowadzenia pomiarów k = f(h) dla wysokich wartości ciśnień ssących.

Pomiary mające na celu wyznaczenie zależności k = f(h) prowadzono ściśle wg wytycznych zaprezentowanych przez IMUZ [90,94].



Rys. 11. Zestawienie wybranych wyników pomiarów oraz wartości obliczonych zależności k = f(h)**Fig. 11.** Results of chosen measurements and calculations of k = f(h) curves

Rysunek 11 przedstawiają wyniki laboratoryjnych pomiarów zależności k = f(h) prowadzone metoda bloku pyłowego w zestawieniu z wartościami oblicze-

niowymi wyznaczonymi według metody van Genuchtena [94]. Warto nadmienić, iż pomimo złożoności i pracochłonności pomiaru udało się osiągnąć wyniki istotne statystycznie. Współczynnik korelacji (r), dla przypadków pokazanych na rysunku 11 zawiera się w przedziale 0,905-0,998. Obliczenia siły korelacji pomiędzy wartościami uzyskanymi na drodze pomiarów laboratoryjnych i obliczeń przeprowadzono za pomocą programu STATISTICA. Należy także nadmienić, iż układ pomiarowy charakteryzował się znaczną bezwładnością oraz w przypadku zastosowania tensjometrów ceramicznych podatnością na zapowietrzenie.

2.6.3. Właściwości retencyjne gleb



Rys. 12. Schemat stanowiska laboratoryjnego użytego do wyznaczenia krzywej pF w zakresie 0-2 **Fig. 12.** Scheme of laboratory equipment used to pF (range 0-2) curve determination

Podstawową miarę oceny zdolności retencyjnych gleb, czyli krzywą retencyjną (krzywą pF) wyznaczono na drodze pomiarów laboratoryjnych metodą bloku pyłowego. Pobrane, w wybranych punktach i poziomach rozpatrywanego profilu glebowego (trzy punkty terenowe - 1, 2, 12 oraz trzy poziomy - 0, 50, 100 cm p.p.t. - widoczne na rysunkach 6 i 9), do metalowych cylindrów o objętości 100 cm³ próbki gruntu umieszczono na powierzchni odpowiednio przygotowanego i odpowietrzonego bloku pyłowego [59]. Wyznaczenie krzywej retencyjnej polega na stopniowym osuszaniu oraz nawilżaniu próbki gleby poprzez zmiane wysokości podciśnienia na powierzchni bloku pyłowego za pomocą regulacji położenia, przedstawionej na rysunku 12 butli wyrównawczej. Następnie, po ustaleniu wysokości podciśnienia, umieszczone na powierzchni bloku próbki poddaje się ważeniu w celu ustalenia zawartości wody w próbkach przy danym podciśnieniu metodą wagową. Całość układu jest odizolowana od wpływów środowiska zewnętrznego poprzez szczelne zamknięcie bloku płytą pleksiglasową z uszczelką. Metoda bloku pyłowego zezwala na pomiary przy ciśnieniu ssącym (podciśnieniu na powierzchni bloku) rzędu 100-125 cm H₂O (98-122,6 hPa), powyżej tej wartości może wystąpić zapowietrzenie pyłowego wypełnienia bloku. Podstawową zaletą zastosowanej metody jest możliwość uwzględnienia przy wyznaczaniu krzywej retencyjnej wystąpienia zjawiska histerezy podczas osuszania i zwilżania gleb.

Rysunek 13 przedstawia przykładowe krzywe pF uzyskane, w zakresie pF = 0-2, na drodze pomiarów laboratoryjnych. Pozostały zakres krzywej pF, tj. pF = 2-7 uzyskano poprzez interpolację nieliniową równania Mualema [94] na podstawie wartości pomierzonych oraz punktów charakterystycznych zaczerpniętych z literatury [59]. Obliczenia wykonano za pomocą programu STATISTICA.



Rys. 13. Wybrane krzywe pF dla gleb lessowych obiektu Olszanka – punkty 1 i 2 **Fig. 13.** Chosen pF curves for loss soils of Olszanka object – points 1 & 2

3. ZAGROŻENIA I PRZECIWDZIAŁANIE EROZJI

3.1. Zagrożenie erozją wodną

Gospodarstwo sadownicze firmy "Euro-East" w Olszance położone jest na terenie Wyżyny Lubelskiej, a ta według klasyfikacji Józefaciuków [49] należy do obszarów najbardziej zagrożonych występowaniem zjawiska erozji wodnej w Polsce. Czynnikami intensyfikującymi natężenie występowania zjawiska erozji wodnej oraz jej degradacyjnego wpływu na gleby są [45]:

- warunki klimatyczne wysokość średniego opadu, częstotliwość występowania deszczy nawalnych, ich natężenie, grubość pokrywy śniegowej – czyli, czynniki klimatyczne wpływające na wielkość spływu powierzchniowego lub roztopowego, itp.;
- rzeźba terenu, kąt nachylenia i długość stoków, ich ekspozycja wpływające na prędkość spływów powierzchniowych, objętość zmywów erozyjnych i roztopowych oraz przesuszenie zewnętrznej warstwy gleby poprzez proces insolacji;
- właściwości skał macierzystych podatność gleb na erozję uwarunkowana składem mineralnym i granolumetrycznym (frakcyjnym) rozpatrywanych gleb;
- sposób użytkowania prowadzący do mniejszego lub większego rozluźnienia i spulchnienie powierzchni profilu glebowego.

Podstawowym czynnikiem wpływającym na wielkość i prędkość spływu powierzchniowego jest rzeźba terenu a właściwie jej stoczystość [101] charakteryzująca się zróżnicowaniem spadków terenu. Spadki terenu na obszarze omawianego gospodarstwa sięgają poziomu 15°, co znacznie zwiększa natężenie spływu powierzchniowego. Deszcze nawalne występujące na terenie Wyżyny Lubelskiej, charakteryzują się czasem trwania od trzydziestu minut do kilku godzin, wyższa niż w regionach nizinnych częstotliwością wystepowania oraz współczynnikiem skali Chomicza k = 6-8. Natomiast gleby występujące na terenie obiektu należą do grupy gleb lessowych, bardzo silnie i silnie podatnych na erozję (grupy 1 i 2 kryteriów oceny podatności na spłukiwanie powierzchniowe wg Józefaciuka, Turskiego i innych [43,126]) prowadzącą do degradowania właściwości chemicznych (wymywania próchnicy, składników pokarmowych i mikroelementów [15]) oraz przeobrażenia profilu (redukcji badź nadbudowy). Ponadto należy przypomnieć, iż Wyżyna Lubelska charakteryzuje się występowaniem ponad 30% udziału terenów o gestości wawozów 0,5 km·km⁻². Wg badań Mazura [79] erozją wawozowa, znacznie obniżająca walory użytkowe gruntów, w stopniu silnym i bardzo silnym objęte jest około 15% powierzchni gruntów. Identyczna powierzchnia jest zagrożona w stopniu średnim. Na rysunku 14 przedstawiającym układ spadków powierzchni terenu można odnotować występowanie dwóch wąwozów erozyjnych sięgających długości 300 metrów oraz kilku wawozów o długości nieprzekraczajacej 100 metrów.

Jak widać, położenie geograficzne obiektu, ukształtowanie rzeźby i mikrorzeźby terenu [125] oraz gleby występujące na terenie sadu, sprawiają, iż należy gospodarstwo sadownicze w Olszance zaliczyć do zagrożonych występowaniem erozji wodnej w stopniu silnym, wymagającym podjęcia pilnej ochrony przeciwerozyjnej – drugi stopień pilności w skali Józefaciuka [41-43,48-50].



Rys. 14. Mapa spadków na trenie gospodarstwa w Olszance – 1. 0-3°, 2. 3-6°, 3. 6-0°, 4.10-15°, 5 – wąwozy, 6 – skarpy [44,100] **Fig. 14.** Map of slopes on Olszanka object: 1. 0-3°, 2. 3-6°, 3. 6-0°, 4.10-15°, 5 – gullies, 6 – brills [44,100]

3.2. Historia działań przeciwerozyjnych na terenie obiektu Olszanka

W świetle dokumentów archiwalnych problem występowania zjawiska erozji wodnej na obszarze obiektu terenowego w Olszance nie jest zagadnieniem dotyczącym wyłącznie ostatniego okresu czasu. Omawiany obiekt jest położony na glebach lessowych, które to, spośród wszystkich gleb występujących na terenie Polski, są najbardziej podatne na erozję wodną powierzchniową i wąwozową. Problem erozji wodnej, z mniejszym lub większym nasileniu pojawiał się na gruntach Olszanki na przestrzeni ostatnich 60 lat. Według źródeł archiwalnych [46,47,50,100] zagadnienie degradacyjnego wpływu zjawiska erozji wodnej na gleby obiektu w Olszance, w różnych stadiach jego rozwoju, przedstawia tabela 7.

Zestawienie zawarte w tabeli 7 wskazuje, że sposób uprawy ziemi ma decydujący wpływ na intensywność występowania zjawiska erozji wodnej na terenie omawianego obiektu. Niewielkie nasilenie zjawisk erozyjnych w czasie użytkowania przez wspólnotę gromadzką związane było z przeznaczeniem gruntów na cele pastwiskowe – wytworzona pokrywa darniowa w znacznym stopniu wzmocniła powierzchnię gleby, zmniejszając jej podatność na erozję wodną – uodparniając powierzchnię gleby na destrukcyjny wpływ spływów powierzchniowych i roztopowych. Ponadto nie było to pastwisko właściwie urządzone, lecz nienawożony odłóg o małej obsadzie wypasanych zwierząt, co uchroniło obiekt przed występowaniem nadmiernego zgryzania darni. Zmiana sposobu uprawy na wielkopowierzchniowe uprawy monokulturowe powiązane z intensywnym nawożeniem, pełną mechanizacją upraw, bez przestrzegania podstawowych zasad ochrony gleby przed erozją, charakterystyczne dla Państwowych Gospodarstw Rolniczych zaowocowała wzrostem powierzchni dotkniętej zjawiskiem erozji wodnej. W czasie funkcjonowania gospodarstwa PGR, wg danych archiwalnych [46,47,100], pozbawione oddziaływania erozji pozostawało tylko 3,6% powierzchni gruntów. Na pozostałym obszarze występowała erozja w różnym stopniu nasilenia – erozja słaba, umiarkowana i średnia (90,2%) oraz erozja silna w 6,2%.

Tabela 7. Występowanie zjawiska erozji wodnej na obiekcie w Olszance w różnych etapach rozwoju gospodarstwa [44]

Okres i sposób	Erozja – Erosion											
użytkowania	Br	ak	Sła	aba	Umiar	kowana	Śre	dnia	Sil	na	B. siln	a Very
Period &	No	ne	We	eak	Mod	erate	Ava	rage	Str	ong	Str	ong
mode of use	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Gospodarstwa												
indywidualne do												
1945	71,4	34,8	67,2	32,8	56,8	27,7	9,6	4,7	_	_	_	-
Individual farms												
till 1945												
Wspólnota gro-												
madzka 1946-50	191.9	93.6	13.1	6.4	_	_	_	_	_	_	_	_
Rural community	;-		,-	-,-								
1946-50												
Rolnicza Spółdziel-												
nia Produkcyjna,												
PGR 1951-76	7,3	3,6	60,5	29,5	61,2	29,9	63,2	30,8	12,8	6,2	_	-
State farm												
PGR 1951-76												
PGS 1977-95												
State fruit farm	85,4	41,7	49,7	24,2	40,6	19,8	23,9	11,7	5,4	2,6	-	-
PSG 1977-95												

 Table 7. Water erosion in Olszanka object at different periods of farm development [44]

Największe natężenie zjawisk erozyjnych, w związku z występowaniem dużych połaci odkrytej, niezadarnionej gleby, odnotowywano w okresach roztopów wiosennych oraz w czasie nawalnych opadów atmosferycznych. Najczęstszymi formami erozji były: spłukiwanie powierzchniowe, erozja żłobinowa, osadzanie namułów oraz erozja wąwozowa.



Rysunek 15 przedstawia nasilenie występowania zjawisk erozji różnego stopnia w czasie użytkowania omawianych gruntów w Olszance przez gospodarstwo PGR.

Rys. 15. Nasilenie zjawisk erozji wodnej na obiekcie Olszanka w okresie użytkowania przez PGR.
1 - brak erozji, 2 - erozja słaba, 3 - erozja średnia, 4 - erozja silna, 5 - erozja bardzo silna
Fig. 15. Intensity of water erosion on Olszanka object working as PGR state farm. 1 - without erosion, 2 - weak erosion, 3 - moderate erosion, 4 - strong erosion, 5 - very strong erosion

Wobec bardzo słabego stanu użytkowanych przez okres około 25 lat gruntów i występowania znacznych zniszczeń poerozyjnnych w roku 1975 przekwalifikowano gospodarstwo rolne na sadownicze (PGS). Następnie przystąpiono do niwelacji szkód poerozyjnych i przygotowania gruntów pod uprawy sadownicze (z pozostawieniem części obszarów pod uprawy rolne) poprzez zagospodarowanie nieużytków erozyjnych (wąwozów i wymoków sufozyjnych), usunięcie zadrzewień śródpolowych oraz kształtowanie mikrorzeźby terenu. Aktywny udział w przekształcaniu gospodarstwa, z zachowaniem zasad ochrony przeciwerozyjnej brali pracownicy puławskiego IUNG, pod kierunkiem Cz. Józefaciuka [44,47].

W roku 1976 opracowano studium przedprojektowe dotyczące możliwości rekultywacji i zabudowy melioracji przeciwerozyjnych na obiekcie w Olszance [46]. Studium, poza przedstawieniem położenia geograficznego obiektu, klimatu, rozpatrzeniem i analizą warunków geologicznych, geologiczno-rolnych i hydrologicznych w powiązaniu z rzeźba terenu i użytkowaniu obiektu, skupiło się na problemie erozji wodnej powierzchniowej i wąwozowej. Końcową cześć opracowania stanowiły wytyczne dotyczące kierunków zagospodarowania terenu wraz z uzasadnieniem wyboru proponowanego wariantu. Autorzy opracowania stwierdzili, iż
w roku 1976 destrukcyjne oddziaływanie erozji wodnej dotknęło w stopniu silnym i średnim około 83 ha gleb, co stanowiło 40% całego obszaru gospodarstwa. Stwierdzono, iż na erodowanych glebach lessowych praktycznie nie występował poziom próchniczny. Występowała jedynie warstwa uprawna wytworzona z poziomu przejściowego lub nawet bezpośrednio z podłoża. Obserwacja ta wyjaśnia przyczyny uzyskiwania stosunkowo niskich plonów roślin uprawnych pomimo intensywnego stosowania środków – zbyt niska była zawartość w glebie próchnicy i składników pokarmowych. Według autorów powyższego opracowania wielkotowarowość produkcji, wykorzystanie dużych areałów płodozmianowych, mechanizacji zabiegów agrotechnicznych i transportu, dynamizuje procesy erozji i powoduje znaczne większe szkody gospodarcze w porównaniu do indywidualnego, rozdrobnionego użytkowania gruntów, gdzie występowanie miedz, zadrzewień, zmienność uprawianych roślin ograniczają nasilenie erozji. O dużym nasileniu występowania na terenie gospodarstwa zjawiska erozji wodnej wg cytowanych autorów świadczyć miała zróżnicowana rzeźba terenu, charakteryzująca się występowaniem dużej ilości dolinek smużnych, skarp, wąwozów, wymoków oraz zróżnicowanie gleb pomiędzy poszczególnymi elementami rzeźby - wierzchowinami, stokami i dolinami. Autorzy ci przeprowadzili także inwentaryzację szkód poerozvinych po wystapieniu deszczu nawalnego. Stwierdzili, iż na glebie ornej, świeżo obsianej rzepakiem ślady kół pojazdów mechanicznych (ciągnik, siewnik, itp.) zostały rozmyte do głębokości 20 cm. Natomiast dna dolin zostały wymyte na głębokość do 30 cm na szerokości kilku metrów. Oszacowano, iż z 23 hektarowego pola zostało wymyte około 20000 m³, czyli 30000 ton gleby. W wyniku przeprowadzonej inwentaryzacji, majacej na celu określenie intensywności wystepowania erozji wąwozowej, stwierdzono występowanie pięciu wąwozów erozyjnych dwóch drogowych i trzech dolin o ścianach utwardzonych roślinnością. Drogi w wawozach oceniono jako mało przydatne do transportu, ze wzgledu na ich niedostępność w czasie opadów śniegu oraz rozmiękczanie nawierzchni wytworzonej z namułów podczas opadów deszczu. Ponadto opisane drogi były rozmywane przez spływy powierzchniowe i roztopowe. Wawozy dolinowe, pomimo występowania zadrzewień, w czasie przeprowadzania inwentaryzacji wciąż pozostawały w stanie czynnym i stanowiły duże zagrożenie dla przyległych gruntów. Na obszarze gospodarstwa stwierdzono także występowanie 14 wymoków dyfuzyjnych wypełnionych stagnującą wodą. Były one zlokalizowane na wierzchowinach i dnach niektórych dolin o utrudnionym odpływie powierzchniowym.

Analizując powyższe aspekty autorzy omawianego opracowania doszli do wniosku, iż kontynuowanie ówczesnego (stan na rok 1976) systemu uprawy roli będzie prowadzić do dalszego modelowania rzeźby i mikrorzeźby terenu utrudniającego prowadzenie działalności rolnej oraz do dalszej degradacji gleb. Ponadto stwierdzono, iż wprowadzenie melioracji przeciwerozyjnych przy zachowaniu polowego systemu uprawy gleb byłoby niezmiernie trudne ze względu na dużą ilość dolin, grzbietowych części zboczy i bezodpływowych obniżeń. Podstawowym wnioskiem wyprowadzonym przez autorów omawianego studium była teza, iż jedyną akceptowalną ekonomicznie i społecznie formą przeciwdziałania efektom występowania zjawiska erozji wodnej powierzchniowej mogło być założenie na całym obszarze gruntów sadu owocowego połączonego z zabudową przeciwerozyjną. Przeciwerozyjny sad owocowy umożliwiał uzyskanie maksymalnych efektów produkcyjnych w połączeniu z niemalże pełną (wg autorów studium) ochroną gleb. Za posadowieniem na gruntach używanych w systemie polowym sadu owocowego przemawiały także: dobre warunki glebowe, korzystne warunki klimatyczne, niemożliwość utworzenia (ze względu na zbyt mały areał) wyspecjalizowanego gospodarstwa nastawionego na produkcję zwierzęcą oraz możliwość uzyskania stosunkowo wysokich wskaźników produkcji.

W roku 1977 rozpoczęto prace projektowe a następnie wykonawcze mające na celu przekształcenie obiektu użytkowanego rolniczo w obiekt sadowniczy wyposażony w zabudowę przeciwerozyjną (rys. 16). Projekt techniczny budowy sadu w Olszance został opracowany w Biurze Projektowo-Technologicznym Przemysłu Rolnego i Organizacji Przedsiębiorstw Rolnych "BIPROZET" w Warszawie przez E. Wawrzyczak i D. Malinowską [74]. W pracach projektowych, poza charakterystyką i lokalizacją sadu, analizą i oceną warunków przyrodniczoklimatycznych skupiono się także na ekonomicznych i organizacyjnych aspektach problemu - oczywiście w ujęciu obowiązujących wówczas rozwiązań ustrojowych. Projekt zakładał utworzenie na gruntach Państwowego Gospodarstwa Rolnego w Olszance sadu o powierzchni 183,00 ha rozłożonego na 18 kwaterach. Do nasadzeń wybrano wyłącznie jabłonie (165,4 ha) oraz grusze (17 ha). Na pozostałych obszarach, w dwóch kwaterach, zaprojektowano nasadzenia krzewów agrestu. W przypadku drzewek jabłoni przewidziano duże zróżnicowanie odmian wg czasu dojrzewania owoców - zaprojektowano nasadzenie odmian wczesnych (6,1%), jesiennych (30,2%) oraz zimowych (63,7%). Ponadto, oprócz podania przyjętych gatunków i odmian nasadzanych drzewek owocowych projekt zawierał obsadzenie poszczególnych kwater sadu, dobór podkładek, projektowane rozstawy dla drzewek w kwaterach, ilość rzędów drzew danej odmiany wg kolejności ich sadzenia itd. W projekcie poza zagadnieniami czysto sadowniczymi poruszono także problem podstawowej ochrony przeciwerozyjnej. Na części z projektowanych kwater (przedstawionych na rysunku 17) – Nr V, IX, X, XI, XII, XIII, XIV, XV, XVII i XVIII przewidziano zastosowanie tarasowania. Tarasy miały zostać wykonane w efekcie prac niwelacyjnych w wyniku przemieszczenia ziemi podczas prac przygotowawczych pod nasadzenia. Rysunek 16 przedstawia przygotowanie gospodarstwa w Olszance pod nasadzenia sadownicze.





Równolegle do opisanych powyżej prac projektowych w 1977, w SITR-NOT w Lublinie pod kierunkiem Czesława Józefaciuka opracowano projekt "Rekultywacji i melioracji przeciwerozyjnych gruntów obiektu Olszanka Zakładu ogrodniczego PPGR Żułów" [47]. Omawiany projekt powstał ściśle w oparciu o przedstawione wcześniej studium przedprojektowe. W myśl projektu, biorąc pod uwagę niewielkie w owym czasie rozpowszechnienie zagospodarowania sadowniczego terenów silnie erodowanych w Polsce inwestycja miała mieć charakter doświadczalno-wdrożeniowy i miała obejmować (zakres prac przedstawiono na rysunku 16): likwidację wymoków sufozyjnych, likwidację i zagospodarowane wąwozów, łagodzenie mikrorzeźby erozyjnej, likwidację istniejących zadrzewień, opracowanie układu kwater i rzędów względem rzeźby terenu, ocenę wpływu tarasowania na ochronę gleby przed erozją, umocnienie dróg gospodarczych.

Likwidację wymoków erozyjnych przeprowadzono poprzez zasypanie ziemią pochodzącą z likwidacji nierówności terenu oraz przemieszczenie ziemi utrudniającej odpływ wód. W przypadku likwidacji wąwozów erozyjnych zastosowano nową metodę ochronno-użytkową opracowana przez IUNG w Puławach, mającą na celu nie tylko utrwalenie i zatrzymanie dalszego rozwoju wąwozu, ale całkowitą jego likwidacje poprzez zasypanie i przywrócenie obszaru do użytkowania rolniczego. Ponadto, jak w przypadku wąwozu "B" widocznego na rysunku 16, prace ziemne uzupełniono o zabudowę grobli oraz montaż przepustu lub też montaż rurociągu odwadniającego w wąwozie "D". Istniejące zadrzewienia nie posiadały funkcji produkcyjnej oraz nie spełniały funkcji fitomelioracyjnych co doprowadziło do podjęcia decyzji o ich całkowitej likwidacji. Warto nadmienić, iż likwidacja erozyjnej mikrorzeźby terenu, znacznie ułatwiająca późniejsze wykorzystywanie rolnicze objęła powierzchnię ok. 22 ha.



Rys. 17. Inwentaryzacja szkód erozyjnych w roku 1980 [50] **Fig. 17.** Erosional damages noted in 1980 [50]

Jednym z najważniejszych elementów przeciwerozyjnego zagospodarowania sadowniczego było tarasowanie zboczy i założenie sadu na tarasach. Tarasowanie przeprowadzono w południowej części obiektu, na obszarach charakteryzujących się najbardziej urozmaiconą rzeźbą terenu, najdłuższymi stokami, a co za tym idzie największą intensywnością degradacyjnego oddziaływania zjawiska erozji wodnej. Tarasowanie zboczy obiektu w Olszance zaprojektowano za pomocą spycharek. Wykonane tarasowanie miało zostać objęte planem badań puławskiego IUNG ze względu na skromne doświadczenia z tego typu zabezpieczeniami przeciwerozyjnymi w latach 70-tych XX wieku [46,47].



Rys. 18. Występowanie zjawisk erozji wodnej na obiekcie Olszanka w okresie użytkowania jako PGS: 1 – brak erozji, 2 – erozja słaba, 3 – erozja średnia, 4 – erozja silna, 5 – erozja bardzo silna [44] **Fig. 18.** Water erosion on Olszanka object used as PGS fruit farm: 1 – without erosion, 2 – weak erosion, 3 – moderate erosion, 4 – strong erosion, 5 – very strong erosion [44]

Pierwszą próbą oceny efektywności przeciwerozyjnej zastosowanych w procesie transformacji gospodarstwa polowego w sad przeciwerozyjny rozwiązań agrotechnicznych na obiekcie w Olszance była przeprowadzona w maju 1980 [51,100] inwentaryzacja szkód erozyjnych wraz z niezbędnymi pomiarami. Wykazała ona, iż szkody erozyjne (przedstawione na rysunku 17) w obrębie kwater wyposażonych w tarasy są znacznie mniejsze niż w obrębie kwater założonych metodami tradycyjnymi. Stwierdzono znaczne zmniejszenie intensywności występowania szkód erozyjnych na obszarze objętym zagospodarowaniem sadowniczym. Ogółem w czasie inwentaryzacji odnotowano szkody w wysokości 5119,6 m³ w skali całego obiektu. Zauważono jednak znaczny wzrost trudności w procesie likwidacji szkód na terenie sadu przeciwerozyjnego w porównaniu do wcześniejszej uprawy polowej. W ekspertyzie podano sposoby usuwania szkód powstałych na skutek wystąpienia deszczy nawalnych, takich jak: rozmywy sufozyjne, pojawiające się nowe rozcięcia boczne, wraz z technologią prowadzenia prac naprawczych. Przeprowadzona ekspertyza nie obejmowała swym zakresem oceny funkcjonowania zainstalowanej ochrony przeciwerozyjnej w aspekcie poprawy warunków wilgotnościowych w profilu glebowym gleby erodowanej. Nie przeprowadzono także dokładnych i długoterminowych badań natężenia zjawiska erozji na terenie obiektu oraz wyrządzanych przez erozję szkód.

Zmiana przeznaczenia obiektu, co przedstawiono na rysunku 18, zaowocowała spadkiem powierzchni obszarów dotkniętych zjawiskiem erozji. Wolnym od degradacyjnego oddziaływania erozji wodnej pozostawało 41,7% powierzchni obiektu. W porównaniu z 3,6% z okresu funkcjonowania PGR oznacza to ponad 10-krotny wzrost powierzchni terenów zabezpieczonych – z 7,3 ha do 85,4ha. Na osiągnięcie tej poprawy, oprócz przeprowadzonych zabiegów niwelacji terenu i likwidacji wąwozów miał także wpływ proces wytwarzania darni na powierzchni terenu sadów. Rysunek 18 obrazuje nasilenie procesów erozyjnych w okresie użytkowania obiektu w Olszance jako gospodarstwa sadowniczego w latach 1977-1995.

W późniejszym okresie, pomimo zastosowania przeciwerozyjnych upraw sadowniczych, w związku z poważnymi problemami finansowymi PGS w okresie transformacji ekonomiczno-ustrojowej nie prowadzono prac związanych z ochroną przeciwerozyjną, co doprowadziło do powstania kolejnych szkód erozyjnych. W efekcie procesy degradacji gleb oraz zmiany rzeźby i mikrorzeźby terenu nie zostały powstrzymane. Z inicjatywy mgr inż. J. Rubaja, zarządzającego obiektem z ramienia firmy "Euro-East", rozpoczęto prace wdrożeniowe nowego, autorskiego, uzupełniającego poprzednie zabiegi, sytemu przeciwerozyjnego.

Opracowany przez J. Rubaja system ochrony przeciwerozyjnej opiera się na powstrzymywaniu spływów powierzchniowych i roztopowych za pomocą odpowiednio umieszczonych przegród-grobli (rys. 19) oraz zwiększeniu infiltracji wód powierzchniowych (opadowych i roztopowych) w głąb profilu glebowego poprzez zastosowanie pułapek infiltracyjnych uzupełnionych o piaskowe wypełnienie studni i rowów infiltracyjnych. Ponadto, w podobne elementy tj. piaskowe pułapki infiltracyjne, wyposażono poszczególne tarasy. Podstawowym zadaniem wprowadzonych elementów piaskowych jest poprawa warunków wilgotnościowych profilu glebowego oraz redukcja objętości spływów powierzchniowych. Pierwszą próbą oceny efektywności pracy omawianego systemu była ekspertyza przeprowadzona przez Katedrę Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków Politechniki Lubelskiej oraz inż. J. Rubaja [91,92].

Podjęta współpraca zaowocowała projektem badawczym, finansowanym przez Komitet Badań Naukowych, "Program pilotażowy ochrony przeciwerozyjnej oraz ochrony wód powierzchniowych i gruntowych terenów wyżynnych, intensywnie użytkowanych rolniczo" (nr 1564/T09/2001/21). Prowadzone na obiekcie prace badawczo-pomiarowe, obejmowały m.in. monitoring zmian uwilgotnienia wybra-



nych profili glebowych wraz z warunkami meteorologicznymi i migrację zanieczyszczeń antropogenicznych pochodzących z produkcji rolniczej.

Rys. 19. Inwentaryzacja przegród przeciwerozyjnych – lato 2003Fig. 19. Antierosional barriers (existing – circles, projected – squares) – summer 2003

3.3. Zintegrowany system zabezpieczeń przeciw erozji oraz przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych z produkcji rolniczej

Na obszarach erodowanych, zwłaszcza zróżnicowanych pod względem wysokościowym, pozbawionych zabezpieczeń, spływy powierzchniowe powstałe wskutek opadów atmosferycznych i roztopów wiosennych stanowią istotne zagrożenie dla środowiska glebowego, wód powierzchniowych oraz powodują szereg utrudnień przy użytkowaniu gospodarczym (rys. 20).



Rys. 20. Schemat ideowy oddziaływania wód opadowych na stokach terenów rolniczych **Fig. 20.** Schematic diagram of precipitation water interaction on the agriculture area slopes

Poza wypłukaniem powierzchniowej warstwy żyznej gleby wraz z uprawami, występuje odpływ nawozów i środków ochrony roślin, przesuszenie stoków i zbytnie uwilgotnienie dolin, co w efekcie prowadzi do znacznego spadku produkcji rolnej.



Rys. 21. Schemat ideowy oddziaływania proponowanych zabezpieczeń **Fig. 21.** Schematic diagram of the interaction of the proposed protection

Mając na celu zabezpieczenie obiektu "Olszanka" przed skutkami erozji, na stokach oraz w dolinach spływowych zastosowano odpowiednio lokalizowane, co jest osiągnięciem ich pomysłodawcy, przegrody piętrzące (rys. 21). Spływ powierzchniowy zostaje na takiej przegrodzie wyhamowany tworząc zbiornik wodny. Tym samym zostaje również zatrzymana na terenie gospodarstwa spływająca z wodą gleba a także nawozy i środki ochrony roślin nie przedostają się na okoliczny teren chroniony (rys. 22). Powstaje w ten sposób zabezpieczenie, które

45

łączy w sobie ochronę przeciwerozyjną z ochroną przed zanieczyszczeniami spływającymi z pól gospodarstwa na obszar chroniony.



Rys. 22. Schemat ideowy konsekwencji zastosowania proponowanych przegród piętrzących **Fig. 22.** Schematic diagram of the results of the proposed bulkhead application

Oddziaływanie przegród piętrzących (rys. 22) nie tylko zabezpiecza rozpatrywany teren przed erozją, ale również wprowadza szereg zmian korzystnych dla produkcji rolniczej. Wskutek parowania, w pobliżu zbiorników wodnych występuje lokalna zmiana mikroklimatu. Zwiększa się na tych obszarach wilgotność powietrza oraz występuje podwyższenie temperatury w czasie wiosennych przymrozków, co z punktu widzenia produkcji sadowniczej posiada wielkie znaczenie. Poprzez zwiększenie uwilgotnienia gleby następuje poprawa stosunków wodnych na stoku. Ponadto woda wraz z rozpuszczonymi w niej nawozami i pestycydami może być wtórnie wykorzystana przez rośliny, dzięki występowaniu podsiąku kapilarnego.

Przedstawione rozwiązanie przegród piętrzących połączonych z systemem odprowadzania nadmiaru wody zabezpiecza jednocześnie teren przed erozją oraz zapobiega rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń z produkcji rolniczej na obszary chronione. Ze względu na kompleksowy charakter oddziaływania na środowisko glebowe, gruntowo-wodne i wody powierzchniowe duże zainteresowanie wspomnianymi zabezpieczeniami przejawiła Dyrekcja Skierbieszowskiego Parku Krajobrazowego, widząc w nich szansę ochrony środowiska naturalnego. Niewielkie koszty inwestycyjne sprzyjają popularności takich rozwiązań. Upowszechnienie to musi być jednak poprzedzone kompleksowym przebadaniem systemu pod względem hydrologicznym, fizyko-chemicznym i geotechnicznym.

3.4. Rozwiązania konstrukcyjne stosowanych zabezpieczeń

W celu ograniczenia erozji wodnej powierzchniowej i wąwozowej gruntów na danym terenie o budowie zróżnicowanej wysokościowo, wykorzystywanych rolniczo, w tym pod uprawy ogrodniczo-sadownicze, w dolinach spływowych zastosowano przegrody piętrzące o kształcie liter U, L lub odcinka prostego, a pomocniczo obok przegród studnie chłonne, zaś na stokach wzdłuż warstwic "kieszenie wodnopiaskowe". Inne urządzenia stanowią przegrody piętrzące, w przekroju poprzecznym mające obrys trapezu, usypane z gruntu, darniowane i obsiane trawą, a także studnie chłonne, stanowiące rurę częściowo perforowaną, obsypaną obsypką na całej długości i z wypełnieniem wewnątrz oraz "kieszenie wodno-piaskowe" stanowiące wykop w gruncie wypełniony całkowicie piaskiem i obsiany trawą na całej długości.

Na terenie badanego obiektu "Olszanka" zastosowano następujące zabezpieczenia:

 przegrody piętrzące usypane z gruntu darniowego (rys. 23). Ten typ przegrody zabezpiecza głównie przed efektem erozyjnym z opadu o dużej intensywności;



Rys. 23. Przegroda piętrząca **Fig. 23.** Elevating barrier

 przegrody piętrzące z zainstalowaną studnią (rys. 24.). Zastosowano tu rury częściowo perforowane z obsypką. System ten zwiększenia zdolność pochłaniania wody opadowej o charakterze nawalnym, szczególnie przy dużym nasyceniu gruntu lessowego;



Rys. 24. Przegroda piętrząca ze studnią chłonną **Fig. 24.** Elevating barrier with infiltrating well

 tarasy naturalne z zadrzewieniem (rys. 25) jako zabezpieczenie zastosowane na dużej części obiektu lecz nie dającą pożądanych efektów przy silnym spływie powierzchniowym i rzadkim zadrzewieniu;



Rys. 25. Schemat tarasów erozyjnych z naturalnym zadrzewieniem **Fig. 25.** Scheme of erosion terraces with natural tree clumps

 tarasy z rowami infiltracyjnymi (rys. 26) mającymi na celu zwiększenie chłonności wodnej gruntu. Ma to szczególne znaczenie przy dużych spadkach gdzie należy stworzyć warunki w celu odprowadzenia jak największej ilości wody drogą infiltracji podziemnej po opadzie nawalnym;



 urządzenie zwane pułapką infiltracyjną (rys. 27) w skład, którego wchodzi studnia chłonna oraz dren odprowadzający zainstalowany przy dnie studni. Praca układu ma na celu szybsze rozprowadzenie wody infiltracyjnej w zamierzonym kierunku.



Rys. 27. Schemat pułapek infiltracyjnych z drenem rozprowadzającym Fig. 27. Scheme of infiltration traps with distributing drain

48

4. BADANIA MODELOWE

4.1. Wprowadzenie

Jedną z podstawowych metod realizacji podjętych w projekcie badawczym zadań była metoda badań modelowych. Obejmowała ona symulacyjne badania numeryczne oraz laboratoryjne. Za wyborem metod modelowania przemawiało szereg przesłanek. Konstruowanie modeli i ich późniejsze wykorzystanie pozwala na identyfikację głównych czynników decydujących o przebiegu badanego procesu w naturze. Wdrożenie i weryfikacja empiryczna modeli pozwala na ich wyko-rzystanie praktyczne w projektowaniu urządzeń przeciwdziałających erozji dla innych obiektów.

W trakcie realizacji projektu badawczego podjęto próby skonstruowania własnych i wykorzystania już istniejących modeli numerycznych:

- model transportu zanieczyszczeń z wodami powierzchniowymi: program USLE v.1.0,
- model spływu wód opadowych po stoku i w dolinie,
- model infiltracji wód opadowych do gruntu,
- model dynamiki zmian uwilgotnienia oraz migracji zanieczyszczeń w gruncie: program FEFLOW v. 4.9,
- model wyznaczania parowania potencjalnego z powierzchni ziemi i liści: EVAPOT.

Obok modeli numerycznych, w warunkach laboratoryjnych zbudowano model koryta otwartego, w którym symulowano:

- spływ wody po zboczu, w warunkach obecności roślin,
- wpływ oddziaływania wiatru na prędkość wody płynącej w korycie.

Prowadzone badania modelowe powinny, zgodnie z założeniami podanymi w projekcie programu badawczego, pozwolić przede wszystkim na:

- stworzenie metody wyznaczania lokalizacji przegród piętrzących, stanowiących podstawę badanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych i przed zanieczyszczeniami obszarowymi,
- wdrożenie metody oceny oddziaływania tego systemu na wody powierzchniowe i środowisko grutnowo-wodne.

4.2. Model transportu zanieczyszczeń oraz gleby (erozja) z wodami powierzchniowymi w obrębie obiektu

W miarę zmiany systemów gospodarowania w rolnictwie, rozwoju uprzemysłowienia i urbanizacji, wzrosła ilość ładunków zanieczyszczeń chemicznych odprowadzanych do wód. Źródłem tych polutantów są zarówno ścieki miejskie i przemysłowe, jak też użytkowanie rolnicze terenu, kwaśne deszcze itp.

Badania zanieczyszczenia wód powierzchniowych z 27 obszarów ekologicznego zagrożenia (OEZ) na terenie Polski, przyjmując wyłącznie ścieki przemysłowe i komunalne pokazuje, iż do wód powierzchniowych na przykład w 1991 r. przechodziło w skali kraju 68,6% ilości ścieków zawierających 63% metali ciężkich, 79% fosforanów, 92% siarczanów i 96% chlorków [135]. Natomiast porównując tą ilość zrzucanych ścieków do roku 2001 na podstawie rocznika GUS (2002) nastąpiło ich zmniejszenie o około 12% z obszarów ekologicznego zagrożenia, a zwiększyła się o ponad 20% ilość wszystkich oczyszczanych ścieków. To spowodowało ograniczenie o około 30% zawartości metali ciężkich, fosforanów, siarczanów i chlorków z ilości odprowadzanych zanieczyszczeń w stosunku do roku 1991. Zmiany te wynikły w dużej mierze ze zmniejszenia produkcji przemysłowej w tym okresie.

Natomiast oceniając stan czystości rzek Polski w latach 1991-2001 to w pierwszych 4 latach tego okresu nastąpiło wyraźne pogorszenie ich jakości pod względem fizykochemicznym i bakteriologicznym wyrażające się powiększeniem ilości rzek będących poza klasyfikacją.

W ostatnich latach sytuacja zmieniła się. Dane PIOŚ dotyczące stanu czystości wód powierzchniowych Polski w 2003 r. wykazały, że od pięciu lat następuje nieznaczna poprawa jakości wód rzek Polski. Nadal jednak stan czystości wód powierzchniowych w naszym kraju jest niezadowalający. Większość rzek, a w tym obie główne: Wisła i Odra, mają dolne klasy czystości. Około 70% jezior jest zanieczyszczonych substancjami biogennymi, głównie fosforem i azotem, które wpływają na przyspieszenie procesu ich eutrofizacji.

Szczególnie użytkowanie rolnicze powoduje obszarowy, przestrzenny dopływ składników do wód powierzchniowych i gruntowych, w terenach erodowanych [11,17,28,41,70,78,81,97,99,106,118,137]. Proces ten jest nasilony w małych zlewniach intensywnie użytkowanych rolniczo.

Dlatego też coraz groźniejsze staje się zagrożenie zanieczyszczenie wód gruntowych. Do głównych wskaźników obniżających jakość wód gruntowych należy zaliczyć: azotyny i azotany występujące często w stężeniach wysokich i ponadnormatywnych, fosforany, potas, żelazo i ich mineralizacja (sumę substancji rozpuszczonych). Wody tych poziomów, zwłaszcza o charakterze szczelinowym, szczelinowo-krasowym i szczelinowo-porowym, są pod wpływem wielko-przestrzennych emisji pyłów i gazów. Tym m.in. można tłumaczyć podwyższone i wysokie zawartości związków azotowych w wodach gruntowych. Można przewidywać, że zanieczyszczenia wód płytkiego krążenia, stwierdzane obecnie na wielu obszarach kraju, mogą powodować także, w trudnym do przewidzenia terminie, obniżenie jakości wód wgłębnych. Rysunek 28 przedstawia przykład analizy wód podziemnych w sieci krajowej (dane z monitoringu wód krajowych). Z porównania wyników badań uzyskanych w trzech latach poprzedzający rok 2000 wynika, że jakość badanych wód nie uległa istotnym zmianom w tym okresie badawczym. Udział wód o najwyższej i wysokiej jakości wynosił około 54%, wód o średniej jakości około 13%, a wód o niskiej jakości około 33%. Na podkreślenie zasługuje fakt, że udział metali z grupy metali toksycznych, w zakresie stężeń odpowiadających wodzie o niskiej jakości (klasa III), był niewielki i nie przekraczał 3% badanych prób wody. Natomiast odpływ składników z gospodarki komunalnej i przemysłu zalicza się do skoncentrowanych punktowych źródeł zanieczyszczeń wód.



Rys. 28. Jakość wód podziemnych wg wyników badań monitoringu sieci krajowej z 2000 roku. 1 – klasa Ia + Ib, 2 – klasa II, 3 – klasa III

Fig. 28. Quality of underground waters in monitoring of natural network in 2000. 1 – class Ia + Ib, 2 – class II, 3 – class III

Wody podziemne są również zanieczyszczane związkami azotowymi pochodzącymi z farm zwierzęcych, zarówno tych dużych, jak i indywidualnych gospodarstw, gdzie obornik i gnojówka są niewłaściwie przechowywane. Istotnym źródłem obszarowych zanieczyszczeń chemicznych wód jest ich wymywanie z powierzchni terenu przez wody opadowe. Dotyczy to szczególnie związków biogennych i pochodnych środków ochrony roślin oraz nawozów pochodzących z terenów rolniczych [11,77,106]. Na wielkość tych zanieczyszczeń, oprócz ich ładunku, istotny wpływ ma gatunek gleby decydujący o jej przepuszczalności oraz wielkość opadów atmosferycznych.

Już badania, przeprowadzone w latach 50. ubiegłego wieku [11] wykazały zależność pomiędzy powierzchniowymi zmywami w czasie wiosennych roztopów śnieżnych, a stratami składników pokarmowych w erodowanym terenie lessowym. Pod względem podatności na zmywanie oznaczane składniki uszeregowano następująco: azotany, fosfor, potas, wapń, próchnica, magnez, mangan, glin, żelazo i krzemionka.

Ważnym polutantem wód gruntowych są azotany, wskutek ich dużej mobilności. Fosfor jest głównie przenoszony przez spływ powierzchniowy, powodując eutrofizację wód powierzchniowych. Może też być unieruchomiony w glebie w zależności od pH, składu granulometrycznego i zawartości materii organicznej.

Należy też zwrócić uwagę na opad atmosferyczny jako drugie, oprócz nawozów, źródło zasilania agrocenozy w składniki nawozowe.

Rola erozji w tych przemianach polega na przemieszczaniu i osadzaniu zanieczyszczonego materiału glebowego w niepożądanych miejscach, przy równoczesnej koncentracji tych zanieczyszczeń w przypadku sortowania materiału glebowego i koncentrację iłu oraz materii organicznej, z którymi mogą być potencjalnie związane toksyczne substancje [17,41,77,97]. Gleby lekkie, ze względu na większą przepuszczalność oraz mniejszą sorbcję, charakteryzują się zwiększoną migracją składników aniżeli gleby zwięźlejsze [102].

Wskaźnikami obniżającymi jakość wód na obszarach wiejskich są: fosfor, azotany, potas i ChZT. Na wielkość migracji składników odżywczych w zlewniach istotny wpływ wywierają czynniki klimatyczne: opady i ich natężenie oraz rozkład temperatur, zwłaszcza w okresie zimowym i wczesnowiosennym, rzeźba terenu i rodzaj gleby. Znaczne spływy występują podczas odwilży i roztopów wiosennych w okresie poza wegetacyjnym, gdy nie ma jeszcze rozwiniętej roślinności, powodując zwiększoną migrację składników. W okresie letnim wysoka ewapotranspiracja i bujna wegetacja roślin zmniejszają odpływ i włączają uruchomione przez rośliny składniki w obieg biologiczny. Bardziej urozmaicona rzeźba terenu wpływa na intensyfikację procesów erozyjnych i zdynamizowanie przemieszczeń składników do sieci wodnej.

Czynnikami, które wywierają istotny wpływ na stan chemiczny środowiska są: rzeźba terenu i związane z nią procesy erozyjne. Czynniki te stanowią jeszcze dodatkowe zagrożenie poprzez możliwość uruchomienia tzw. Chemicznej Bomby Czasowej (Chemical Time Bomb – CTB) [26,116].

CTB zdefiniowano jako koncepcję odnoszącą się do łańcucha zdarzeń, powodujących opóźnienie i nagłe wystąpienie szkodliwych efektów spowodowanych uruchamianiem toksycznych chemikaliów nagromadzonych przez długi okres w glebach i osadach.

Podsumowując należy stwierdzić, że oprócz zanieczyszczenia wód powierzchniowych przez przemysł i gospodarkę komunalną, które są sukcesywnie ograniczane inny charakter mają zanieczyszczenia związane z działalnością rolniczą. Są one wielkoobszarowe, i chociaż nie tak niebezpieczne jak przemysłowe i komunalne, to jednak systematyczna ich akumulacja stwarza zagrożenie dla środowiska.

4.2.1. Podstawy teoretyczne modelu USLE

Nośnikiem transportu zanieczyszczeń drogą powierzchniową (związki azotu i fosforu) może być woda jak i masa erodowanego materiału. Natomiast, który czynnik będzie miał największy wpływ na wielkość zjawiska: spływająca woda czy spływ erozyjny zależy od właściwości sorbcyjnych gleby i rodzaju związku chemicznego. W literaturze przedmiotu dostępnych jest kilka generacji modeli erozyjnych opisujących spływ wody, jak i zjawiska erozji [6,7,16,17,70]. Tylko niektóre z nich posiadają blok numeryczny analizujący spływ polutantów np.: EPIC, AGNPS. Jednakże wymogi powierzchni zlewni (co najmniej 100 km²) oraz o wiele większa ilość danych, szczególnie dotycząca chemizmu wód wyklucza te modele z analizy. Model taki będzie opracowywany indywidualnie dla takiego typu terenu o małej powierzchni z uwzględnieniem wszystkich danych pomiarowych i symulacyjnych po zakończeniu grantu. Nie znaleziono natomiast modelu, gdzie proces spływu zanieczyszczeń powierzchniowych rozpatrywany byłby oddzielnie. Dlatego też do bezpośredniego opisu zjawiska erozji i pośrednio oceny spływu zanieczyszczeń wykorzystano model USLE - (Universal Soil Loos Equation) - uniwersalne równanie strat gleb [110]. Został on zastosowany w projekcie grantu, ponieważ przy tej ilości danych z terenu badań może on zostać uruchomiony i na tym samym obiekcie zweryfikowany.

Zastosowano w nim proste i złożone równania do opisu ruchu wody na powierzchni gleby i w glebie, jak również strat erozyjnych, transportu sedymentu i jego osadzania. Model ten został opracowany w latach 70. ubiegłego wieku (Wischmire; Smit-1968) i dawał możliwość analizy zjawiska w punkcie. Następnie zmodyfikowany w 1995 roku mógł być stosowany na obszarze średnich zlewni symulując stratę osadu z jej powierzchni [30].

4.2.2. Opis parametrów modelu USLE

Wyprowadzona na podstawie wieloletnich badań eksperymentalnych (10000 lato-poletek) prowadzonych w warunkach naturalnych, a także z zastosowaniem symulatorów deszczu w terenie i w laboratoriach formuła ULSE ma postać:

$$E = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \tag{4}$$

gdzie: E – średnia z wielolecia roczna masa erodowanej gleby z jednostki powierzchni (t·ha⁻¹·rok⁻¹), R – średnia roczna erozyjność deszczy i spływów (w dalej omówionych jednostkach erozyjności) (Je·rok⁻¹), K – podatność gleb na erozję (t·ha⁻¹·Je⁻¹), L – bezwymiarowy współczynnik długości zbocza, S – bezwymiarowy współczynnik spadku zbocza, C – bezwymiarowy współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania, P – bezwymiarowy współczynnik zabiegów przeciwdziałających erozji.

Spośród sześciu wymienionych parametrów tylko *R* i częściowo *C*, zależny m.in. od okresów występowania deszczów wywołujących erozję, są parametrami regionalnymi.

4.2.2.1. Erozyjność opadów i spływów – R

Na wartość parametru R składają się erozyjność deszczów i wywołanych nimi spływów powierzchniowych – R_r oraz erozyjności spływów roztopowych – R_s :

$$R = R_r + R_s \tag{5}$$

Erozyjność pojedynczego deszczu i wywołanego nim spływu jest wyznaczana jako iloczyn jego energii kinetycznej i maksymalnej 30-minutowej intensywności:

$$E_{rj} = \frac{E_k \ I_{30}}{100} \ , \tag{6}$$

gdzie: R_{rj} – erozyjność deszczu (MJ ha⁻¹) – jednostka ta nazywana jest skrótowo jednostką erozyjności i oznaczana przez Je, I_{30} – maksymalna 30-minutowa intensywność deszczu (cm·h⁻¹), 1/100 – współczynnik przeliczeniowy z (J·m⁻²) na (MJ·ha⁻¹), E_k – energia kinetyczna deszczu wyznaczona z równania (7) (J·m⁻²).

Erozyjność deszczów w ciągu roku – *R* jest sumą erozyjności poszczególnych deszczów erozyjnych – *R_{rj}*, tj. wywołujących erozję. Do deszczów erozyjnych wg kryterium USLE zalicza się te, których warstwa opadu zebrana przez czas trwania wynosi P \ge 0,5 cala, tj. P \ge 12,7 mm oraz o mniejszej warstwie jeśli: I_{max} \ge 0,25 cala/15 min tj. I_{max} \ge 6,3 mm/15 min.

Deszcze rozdzielone 6-godzinną przerwą bez opadu lub z opadem <1,3 mm są uznawane za deszcze oddzielne. Wartość erozyjności deszczu lub deszczów w pewnym okresie nazywana jest indeksem erozji – EI (erosion index). Energię kinetyczną deszczu w przedziale czasowym o stałej intensywności ocenia się jako funkcję jego natężenia z równania:

$$E_{ki} = (206 + 87 \log I_i) P_i \tag{7}$$

54

gdzie: E_{ki} – energia kinetyczna w i-tym przedziale (J·m⁻²), I_i – intensywność deszczu w i-tym przedziale (cm·h⁻¹), P_i – warstwa opadu w i-tym przedziale (cm).

Erozyjność spływów roztopowych R_s szacować można jedynie orientacyjnie, gdyż dotychczas nie opracowano metodyki oceny tego parametru. Niektórzy autorzy za wartość R_s (w podanych uprzednio jednostkach tj. (MJ·ha⁻¹ cm·h⁻¹) przyjmują 1/10 sumy opadu mm z okresu od 1.XII do 31.III.

4.2.2.2. Podatność gleb na erozję – K

Podatność gleb narażonych na erozję zależy od wielu właściwości gleb. W USLE ocenia się ją na podstawie pięciu następujących właściwości:

- procentowego udziału cząstek 0,002-0,1 mm (pył i drobny piasek),
- procentowego udziału cząstek 0,1-2 mm,
- struktury gleby (wielkości agregatów),
- przepuszczalności.

Współczynnik *K* wyraża masę wyerodowanej gleby z jednostki wzorcowego poletka przypadającą na jednostkę erozyjności (t·ha⁻¹·Je⁻¹). Za poletko wzorcowe, przy opracowaniu USLE, przyjęto stok o długości 22,1 m i szerokości 1,87 m, spadku 9%, zabiegach rolniczych prowadzonych wzdłuż spadku, pozbawione roślinności przez okres co najmniej dwóch lat przed pomiarem. Dla warunków standardowych (poletka wzorcowe) współczynnik *L*, *S*, *C* i *P* zdefiniowane są jako równe 1.

Wartość współczynnika *K* można wyznaczyć z publikowanego w materiałach źródłowych nomogramu (gdzie uwzględnia się także stopień pokrycia powierzchni kamieniami), a dla gleb z zawartością pyłu i drobnego piasku (0,002-0,1 mm) nie większą niż 70% także z równania:

$$K = 2,77 \cdot 10^{-6} \,\mathrm{M}^{1,14} \,(12 \cdot OS) + 0,043 \,(A \cdot 2) + 0,033 \,(D \cdot 3) \tag{8}$$

gdzie: M – iloczyn procentowej zawartości cząstek 0,002-2,0 mm; OS – procentowa zawartość substancji organicznej, dla OS > 4% przyjmuje się OS = 4, A – klasa struktury gleby, D – klasa przepuszczalności gleby.

4.2.2.3. Topografia terenu – LS

Topografię terenu określają współczynnik L – długości zbocza i S – spadku zbocza. Iloczyn współczynników L i S (LS) nazywany jest współczynnikiem topograficznym. Współczynniki te są bezwymiarowe. L jest stosunkiem ilości zmytej (wyerodowanej) gleby z poletka o rozpatrywanej długości do ilości z poletka o długości 22,1 m (tj. długości poletka wzorcowego), przy identycznych pozostałych warunkach wpływających na intensywność procesu (charakterystyka opadu, gleba, spadek, pokrycie, kultywacje). Analogicznie S jest stosunkiem ilości zmy-

tej gleby z poletka o danym spadku do ilości gleby zmytej z poletka o spadku 9% (tj. spadku poletka wzorcowego), przy identycznych pozostałych warunkach. Pomiary wykorzystane do opracowania USLE wykazały, że zależność współczynnika topograficznego od długości stoku i jego spadku jest następująca:

$$LS = \left(-\frac{\lambda}{22,1}\right)^m (0,065 + 0,0454s + 0,0065s^2)$$
(9)

gdzie: λ – długość zbocza (m), *s* – spadek zbocza w procentach, *m* – wykładnik potęgowy zależny od spadku zbocza (równy 0,15 dla s \leq 0,5%; 0,2 dla 0,5 < s \leq 1,0%; 0,3 dla 1,0 < s < 3,5%; 0,4 dla 3,5 < s < 5%; 0,5 dla s \geq 5%).

Średni spadek w zlewni (w procentach) można przyjąć z zależności 9 i 10:

$$s = 0,25Z \frac{l_{C25} + l_{C50} + l_{C75}}{DA} 100$$
(10)

gdzie: Z – jest różnicą wzniesień najwyższego i najniższego punktu w zlewni, l_{C25} , L_{C50} , L_{C75} – są długościami w warstwie na wysokości 25%, 50% i 75% wartości Z, DA – jest powierzchnią zlewni, a średnia długość drogi spływu powierzchniowego:

$$\lambda = 0.5 \frac{DA}{l_s},\tag{11}$$

gdzie: *l_s* – długość wszystkich cieków w zlewni.

4.2.2.4. Rodzaje upraw i stosowane zabiegi – C i P

Pokrywa roślinna redukuje ilość erodowanej gleby. Współczynnik C jest stosunkiem ilości zmytej gleby z rozpatrywanego stoku z konkretną roślinnością i zabiegami pielęgnacyjnymi do ilości zmywów z identycznego stoku z czarnym ugorem i zabiegami prowadzonymi wzdłuż spadku. Ochronne działanie roślin przed erozją, a więc i wartość współczynnika C, zmienia się wraz z fazami rozwoju roślin.

Ilość erodowanej gleby w dłuższym okresie zależy także od terminów występowania deszczów erozyjnych, i tak np. mniejsze będzie ochronne działanie roślin w rejonach gdzie deszcze takie występują w okresie siewów lub krótko po nich, w rejonach gdzie deszcze erozyjne występują w okresach pełnego rozwoju roślin. Dlatego też rozkład erozyjności w roku wpływa na średnią wartość współczynnika *C* ustaloną dla danej rośliny lub płodozmianu z zależności:

$$C = \frac{\sum_{i,j} \Delta pj C_{ij}}{\sum_{j} \Delta pj},$$
(12)

gdzie: C – średnia wartość współczynnika rodzaju upraw i zabiegów pielęgnacyjnych, C_{ij} -wartość współczynnika C dla rośliny i w okresie j, pj – procent erozyjności przypadający na okres jednostkowy.

Współczynnik zabiegów przeciwdziałających erozji P jest stosunkiem gleby zmytej ze stoku przy stosowaniu zabiegów ograniczających erozję jak konturowanie (uprawa wzdłuż warstwic), tarasowanie itp., do ilości zmywów z identycznego stoku uprawianego wzdłuż spadku. Stosowanie tarasowania wpływa także na współczynnik *LS*, ponieważ powoduje skrócenie długości stoku (współczynnik *L*), a także zmniejszenie spadku między tarasami (współczynnik *S*). Ograniczające działanie konturowania zależy m.in. od spadku stoku; jest największe przy spadku 3-8%. Maleje wraz ze wzrostem spadku, ponieważ przy stromym stoku rośnie ilość wody magazynowana w bruzdach, a przez to zagrożenie ich przerwania.

4.2.3. Rezultaty monitoringu chemicznego

Badaniami objęto związki azotowe azotu azotanowego (NO_3^-) i azotu amonowego (NH_4^+) . Najwyższe wartości obu związków stwierdzono w obszarze dolinnym naturalnych zbiorników wodnych obiektu: NH_4^+ w przedziale od 1 do 4 mg·dcm⁻³, NO_3^- od 0,4 do 0,7 mg·dcm⁻³, przy czym NH_4^+ silnie sorbowany przez glebę pochodzi głównie ze spływu erozyjnego. NO_3^- z racji silnej mobilności tylko przy deszczach nawalnych może przemieszczać się z wodą powierzchniowo ze spadkiem do doliny i jego pochodzenie w badanych próbkach ma charakter bardziej skomplikowany.

Rysunki 29 i 30 obrazują przebieg zmienności NH_4^+ i NO_3^- w okresie wiosenno-letnim w roku 2003.

Zawartość azotu w glebie charakteryzuje się zdecydowanie sezonowym cyklem. Wiosną ilość azotu szybko rośnie w wyniku podania nawozów i procesu mineralizacji, w lecie obniża się w związku z pobieraniem go przez rośliny, jesienią zaś ponownie rośnie w związku z nasileniem się procesu mineralizacji i nitryfikacji.

Krytycznym okresem dla wymywania azotu jest późna jesień, zima i wiosenne roztopy, kiedy gleba jest pozbawiona okrywy roślinnej przy jednocześnie zwiększonych opadach. Proces wymywania dotyczy przede wszystkim jonów azotanowych (NO₃⁻), które nie ulegają sorbcji w glebie. Ilości wymywanego jonu amonowego (NH₄⁺) są bardzo niewielkie. Jony amonowe, uwalniane w procesie mineralizacji substancji organicznej lub podawane w nawozach azotowych, są sorbowane przez koloidy glebowe lub ulegają nitryfikacji.



Rys. 29. Przebieg zmienności stężenia NH_4^+ w próbkach wody pobranych z 2 punktów pomiarowych badanego terenu w 2003 r., 1 – Woda gruntowa przy dnie doliny, 2 – Woda ze zbiornika powierzchniowego dna doliny

Fig. 29. Course of NH_4^+ concentration changes in the sample of waters taken from 2 measuring point of integrated terrain in 2003 yr, 1 – Ground water at the bottom of the valley, 2 – Water from the reservoir of the bottom of the valley

Wymyty azot oddziałuje negatywnie na jakość wód powierzchniowych i podziemnych, stwarzając zagrożenie dla studni gospodarczych i ujęć komunalnych. Szczególne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt stwarzają nitrozoaminy, dla których prekursorami są m.in. azotany (NO₃⁻) i azotyny (NO₂⁻).



Rys. 30. Przebieg zmienności stężenia NO_3^- w próbkach wody pobranych z 2 punktów pomiarowych badanego terenu w 2003 r., 1– Woda gruntowa przy dnie doliny, 2 – Woda ze zbiornika powierzchniowego dna doliny

Fig. 30. Course of NO_3^- concentration changes in the sample of waters taken from 2 measuring point of investigated terrain in 2003 yr, 1– Ground water at the bottom of the valley, 2 – Water from the reservoir of the bottom of the valley

58

Zależność ta może być zaburzona czasem nawożenia jak i występowaniem nawalnych pojedynczych deszczy, powodujących spływ erozyjny (wraz z nim silnie sorbowany (NH_4^+), tak jak w przypadku powyższych wykresów.

Okresowe wyniki analizy składu chemicznego wód powierzchniowych przy dolinie i terenowych badań glebowych, posłużą w przyszłości do opracowania modelu numerycznego spływu powierzchniowego zanieczyszczeń z uwzględnieniem poboru wody przez strefę korzeniową.

4.2.4. Wyniki obliczeń i dyskusja

W celu wykonania symulacji strat erozyjnych na badanym obiekcie (Olszanka) przy pomocy USLE wykorzystano podstawowe dane klimatyczne, topograficzne, gatunki gleb i ich użytkowanie.

Poniżej zaprezentowano schemat działania programu oraz wydruk danych i wyniki końcowe wielkości erozji na wybranym obszarze obiektu "Olszanka" o powierzchni 0,9 km².

Program USLE v. 1.0

Poniżej przedstawiono wyniki symulacji dotyczące zagrożenia erozyjnego przy uwzględnieniu aktualnych warunków hydrogeologicznych i struktury użyt-kowania terenu – obiekt (Olszanka)

Współczynnik erozyjności deszczy R

Średnia roczna suma opadu:	550 mm			
Do obliczeń przyjęto wartość R	określona ze średniej rocznej su	ımy opadu.		
Średnia wartość parametru R dla	Średnia wartość parametru R dla obszaru zlewni: 61.300 (Ie) (Ie) = $(MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1})$			
Współczynnik podatności gleb na erozje K				
Liczba wyodrębnionych rodzajów gleb (sektorów): 1				
Struktura gleby:	Przepuszczalność gleby:			
0 – Nie uwzgledniana	0 – Nie uwzględniana	6 – Duża		

1 – Bardzo drobne agregaty	1 – Bardzo mała
2 – Drobne agregaty	2 – Mała
3 – Średnie i duże agregaty	3 – Mała do umiarkowanej
4 – Bryły, masywy	4 – Umiarkowana
	5 – Umiarkowana do dużej

Średnia wartość parametru K dla obszaru zlewni: 0,928 ($t \cdot ha^{-1} \cdot Je^{-1}$)

Współczynnik długości i spadku zbocza LS

Wyznaczanie średniej długości drogi spływu powierzchniow	vego :
Pole powierzchni zlewni:	$0,9 \text{ km}^2$
Suma długości wszystkich cieków w zlewni:	1,5 km
Średnia długość drogi spływu powierzchniowego:	300 m

Wyznaczanie ś	redniego spadku zlewni:		
Dane do metod	y skróconej:		
Rzędna najniższego punktu w zlewni:		270 m	
Rzędną najwyższego punktu w zlewni:		300 m	
Różnica ekstremalnych rzędnych Z:		30 m	
Rzędna warstwicy:		Długość warstwicy	
na wysokości 0,25 Z	277,5 m	1590 m	
na wysokości 0,50 Z	285,0 m	1950 m	
na wysokości 0,75 Z	292,5 m	1530 m	
Do dalszych obliczeń przyjęto spadek wyznaczony metodą skróconą.			
	Średni spadek zlewni:	4,225%	

Średnia wartość parametru *LS* dla obszaru zlewni: 1,058 Współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania C **Grunty orne**:

Rodzaj upraw Udział rodzaju (%)	
upraw w całkowitej pow.	
0	0,24
0	0,18
0	0,1
100	0,2
0	0,29
0	0,31
100%	
(%) Udziału rodzaju	Parametr C' zlewni
użytków w całkowitej pow.	
75	0,2
5	0,02
2	_0
100%	
	Udział rodzaju (%) upraw w całkowitej pow. 0 0 100 0 <u>0</u> 100% (%) Udziału rodzaju użytków w całkowitej pow. 75 5 <u>2</u> 100%

Średnia wartość parametru C (bez miana) dla obszaru zlewni: 0,151

ziałających eroz	zji
netrów zlewni I	
0	1
0	0,5
0	0,6
0	0,7
	ziałających eroz netrów zlewni H 0 0 0 0 0

60

17-20%:	0	0,8
21-25%:	0	0,9
uprawa zróżnicowana i spadek < 16%:	70	
tarasowanie:	20	0,3
zadarnione drogi koncentracji spływu powierzchni:	10	
Średnia wartość parametru P dla obszaru zlewni:	0,72	

Wyniki końcowe

Średnia roczna masa gleby erodowanej z jednostki powierzchni zlewni (rys. 31): 65,96 (t·km⁻²·rok⁻¹)

Średnia roczna masa gleby erodowanej w całej zlewni:

58,6 (t·rok^{$$-1$$})

Masa rumowiska odprowadzanego przez przekrój zamykający zlewnię: 21,8 (t·rok⁻¹)





Fig. 31. The influence of annual rainfall change on the amount of surface erosion at the constant land use

Analiza numeryczna określa szacunkowe wartości strat materiału glebowego w ciągu roku, przy zadanych parametrach początkowych. Każda zmiana tych parametrów zmienia dane wyjściowe symulacji, co daje możliwość oceny wpływu poszczególnych parametrów wejściowych na intensywność erodowanego materiału.

Jednocześnie zakładając związek między wyniesionym materiałem erodowanym, a zawartością związków silnie związanych z glebą np.: NH_4^+ można będzie z danych wynikowych uzyskanych w grancie drogą statystycznych analiz oceniać zawartość wynoszonych pollutantów.

4.2.5. Wnioski

W oparciu o przedstawione rozważania można wnioskować wyciągnąć następujące wnioski:

- wzrastające dawki nawozów sztucznych w produkcji rolniczej wymaga zwiększenia zasięgu monitoringu zawartości i dynamiki zanieczyszczeń obszarowych dla oceny, jak i prognozowania zagrożeń z nimi związanymi,
- stwierdzono zawartość NH4⁺ i NO3⁻ w próbkach wody z doliny badanego obiektu, których przebieg jest częściowo zgodny z okresem wegetacji i okresów nawożenia co może świadczyć o ich rolniczym pochodzeniu i konieczności zastosowania dodatkowych zabezpieczeń ograniczających migrację zanieczyszczeń powierzchniowych,
- przedstawiony model erozyjny USLE obrazuje szacunkowy parametr strat erozyjnych dając podstawy do weryfikacji jego założeń poprzez dalsze badania terenowe;
- zaleca się modyfikację algorytmów rozwiązywania problemu spływów erozyjnych oraz dynamiki przemieszczania się pestycydów dla mikrozlewni z uwzględnieniem cech typowych dla rzeźby lessowej w związku z brakiem szczegółowych opracowań modelowych zjawisk erozyjnych na obszarach lessowych Polski.

4.3. Model spływu wód opadowych

4.3.1. Założenia modelowe

Celem stworzenia modelu była próba opracowania metody projektowania lokalizacji badanych przegród piętrzących, zabezpieczających powierzchnię gleby przed erozją wodną. Jako główny parametr pozwalający na wyznaczenie tej lokalizacji przyjęto prędkość spływających wód opadowych. Program obliczeniowy został napisany przez autora w języku Fortran, w standardzie Fortran 77.

Opracowany dla obiektu model spływu wód opadowych składa się z dwóch podstawowych członów. Opisu spływu po zboczu stoku oraz w dolinie spływo-

wej. Oba człony modelu skonstruowano w oparciu o założenie istnienia szeregu kaskadowo ustawionych zbiorników przepływowych.

Model oparto o następujące założenia podstawowe:

- istnienie pokrywy roślinnej trawiastej zarówno na stoku jak i w dolinie spływowej,
- brak infiltracji wód opadowych w trakcie opadu do gleby,
- brak retencji części opadu na powierzchni liści,
- proces przepływu zaczyna się w momencie wystąpienia opadu,
- brak oddziaływania energii poszczególnych kropel deszczu na strumień spływających wód opadowych,
- stała intensywność opadu w czasie symulacji.



Rys. 32. Schemat ideowy spływu wód opadowych po zboczu **Fig. 32.** The scheme of rainfall flow over the slope

Schemat modelowego układu przepływowego przedstawiono na rysunku 32. Liczba zbiorników przepływowych uzależniona jest tu od długości stoku L oraz założonej dokładności jego dyskretyzacji ΔL . W modelu przyjęto zerową odległość pomiędzy poszczególnymi zbiornikami. Model dopuszcza istnienie różnych kątów nachylenia w obrębie pojedynczego zbocza spływowego, jednakże tylko w granicach dokładności dyskretyzacji ΔL .

4.3.2. Model spływu wody po zboczu

Pierwszy człon opracowanego modelu obliczeniowego obejmuje symulację spływu wody opadowej po zboczu. Wykorzystując założenia przedstawione powyżej można było sporządzić schemat ideowy przepływu wody przez pojedynczy zbiornik – rysunek 33.



Rys. 33. Schemat ideowy przypływu wody przez zbiornik zlokalizowany na zboczu **Fig. 33.** The scheme of water flow through the tank localised on the slope

Każdy ze zbiorników przepływowych, jako elementów składających się na stok, opisany został poprzez następujące parametry: długość *L*, wysokość napełnienia przy dopływie h_d , wysokość napełnienia przy odpływie h_o , spadek dna zbiornika *i*, szorstkość dna *n*. Dla celów obliczeniowych przyjęto jednostkową szerokość zbiornika (wymiar prostopadły do rysunku) B = 1 m. Przyrost objętości wody w zbiorniku określono jako ΔV . Dodatkowo konieczne okazało się zdefiniowanie następujących prędkości: dopływu wody deszczowej v_{de} , dopływu z poprzedniego zbiornika v_d oraz odpływu do następnego zbiornika v_o . Prędkość deszczu odpowiada jego intensywności liczonej jako wysokość opadu odniesiona do czasu.

Jako podstawowe równanie opisujące ruch spływającej wody przyjęto:

równanie zasady zachowania masy (równanie ciągłości) [98]:

$$Q_d + Q_{de} - Q_o - \frac{\Delta V}{\Delta t} = 0, \qquad (13)$$

gdzie: Q_d – wydatek wody dopływającej z poprzedniego zbiornika, Q_{de} – wydatek wody opadowej trafiającej bezpośrednio do zbiornika, Q_o – wydatek wody odpływającej do następnego zbiornika, $\Delta V/\Delta t$ – zmiana objętości wody zgromadzonej w zbiorniku w czasie pojedynczego kroku czasowego.

Podstawiając dane zgodnie z rysunkiem 32 otrzymano inną postać równania:

$$v_{d} \cdot h_{d} \cdot B + v_{de} \cdot L \cdot B - v_{o} \cdot h_{o} \cdot B - \frac{\Delta V}{\Delta t} = 0, \text{ ale}$$
$$\Delta V = \frac{(h_{o} - h_{d}) \cdot L}{2} \cdot B, \text{ stad}$$
$$v_{d} \cdot h_{d} + v_{de} \cdot L - v_{o} \cdot h_{o} - \frac{(h_{o} - h_{d}) \cdot L}{2 \cdot \Delta t} = 0$$
(14)

64

- równanie zachowania energii (równanie Bernoulli'ego) [np. 98]:

$$\frac{\rho \cdot v_d^2}{2} + \frac{\rho \cdot v_{de}^2}{2} - \frac{\rho \cdot v_o^2}{2} - \rho \cdot g \cdot (h_o - h_d) - \Delta p_{str} = 0.$$
⁽¹⁵⁾

Straty energii związane z oporami przepływu określano jako:

$$\Delta p_{str} = \lambda \cdot \frac{L}{D_z} \cdot \frac{\rho \cdot v_o^2}{2},$$

gdzie: λ – współczynnik oporów liniowych, D_z – średnica zastępcza przyjmowana w wysokości 4 promieni hydraulicznych. W równaniu powyższym założono jednakową wartość prędkości przepływu w obrębie pojedynczego zbiornika, ze względu na niewielką, w stosunku do innych wartości wielkość bezpośredniego dopływu deszczu do zbiornika.

Jako podstawowe równanie opisujące prędkość przepływu wody w korycie otwartym, w tym wypadku po stoku, przyjęto równanie Chezy:

$$v = C \cdot \sqrt{R_h \cdot i} , \qquad (16)$$

gdzie: C – współczynnik Chezy uzależniony od podłoża przepływu, R_h – promień hydrauliczny, i – spadek geometryczny koryta.

W związku z niewielkim napełnieniem rozpatrywanego koryta (stoku), zgodnie z zaleceniami Mitoseka [82] i Orzechowskiego [98] przyjęto wartość promienia hydraulicznego równą szerokość rozpatrywanego pasa przepływu – B. Niektórzy autorzy [14,119] sugerują zmniejszenie wielkości promienia hydraulicznego w warunkach spływu wód opadowych po zboczu o połowę. Zastosowanie tego rozwiązania doprowadziło jednak w trakcie obliczeń symulacyjnych do zaniżania wartości prędkości przepływu. Ostatecznie zrezygnowano z przyjęcia tego postulatu.

Oddzielnym problemem było wyznaczenie współczynnika *C*. Do tego celu przyjęto wzór opracowany przez Manninga [39,82,98]:

$$C = \frac{1}{n} R_h^{\frac{1}{6}},$$
 (17)

gdzie: n – współczynnik szorstkości koryta.

Wartość współczynnika szorstkości określana jest liczbowo lub poprzez odpowiednie formuły. Do celów modelowych rozpatrywano następujące wartości:

 wg Multana [86] oraz Dąbkowskiego, Pachuty [14] – współczynnik wyznaczony dla warunków stałego natężenia przepływu na stoku porośniętym mieszanką traw wynosi

$$n = \frac{R_h^{\frac{1}{6}}}{4380 \cdot h^{1,984} \cdot i^{0,225}} \,.$$

Zastosowanie tego wzoru prowadziło w prezentowanym modelu do znacznego (co najmniej o rząd wielkości) zawyżania obliczanej prędkości przepływu.

wg zaleceń Hewlett i inni [46] oraz Dąbkowskiego, Pachuty [14], dla stoku o spadku zbliżonego do 10% n = 0.03.

W wyniku analiz uzyskiwanych rezultatów symulacji za optymalną w rozpatrywanych warunkach gruntowych i roślinnych przyjęto wartość n = 0.03.

Obliczanie wartości oporów przepływu w obrębie zbiornika przepływowego oparto o wyznaczenie współczynnika oporów liniowych λ . Wykorzystano w tym celu następujące formuły wyznaczania wartości współczynnika Chezy:

$$C = \sqrt{\frac{8 \cdot g}{\lambda}}$$
 (Walden [33]) oraz $C = \frac{1}{n} R_h^{\frac{1}{6}}$ (Manning [39,82,98]).

Z porównania powyższych wzorów uzyskano:

$$\lambda = \frac{8 \cdot g \cdot n^2}{R_h^{0.667}}.$$
(18)

4.3.3. Model spływu w dolinie

Drugi człon opracowanego modelu obliczeniowego obejmuje symulację spływu wody opadowej w dolinie. Zgodnie z przyjętymi wcześniej założeniami sporządzono schemat ideowy przepływu wody przez pojedynczy zbiornik w tych warunkach – rysunek 34.



Rys. 34. Schemat ideowy przypływu wody przez zbiornik zlokalizowany w dolinie spływowej **Fig. 34.** The idea scheme of water flow through the tank localised on the flow valley

66

Zbiornik powyższy został zdefiniowany podobnie jak w przypadku modelu spływu po zboczu. Jako element dodatkowy zastosowano tu dopływ z boków doliny, symulujący oddziaływanie jej zboczy. Dopływ ten definiowano poprzez prędkość dopływu i głębokość strumienia dopływającego zarówno ze strony lewej jak i prawej: odpowiednio v_{bl} , h_{bl} oraz v_{bp} i h_{bp} .



Rys. 35. Schemat ideowy przekroju poprzecznego spływu w dolinie **Fig. 35.** The scheme of the valley flow intersection

Inaczej niż w przypadku spływu po zboczu opisano przekrój poprzeczny zbiornika przepływowego (rys. 35). Dokonano tego wykorzystując schemat ideowy przedstawiony na rysunku 34.

Jako podstawowe równania opisujące ruch spływającej wody przyjęto podobnie jak poprzednio:

równanie zasady zachowania masy (równanie ciągłości, analogiczne do (13)):

$$Q_d + Q_{de} + Q_b - Q_o - \frac{\Delta V}{\Delta t} = 0,$$

gdzie: Q_b – wydatek wody dopływającej z boków doliny.

równanie zachowania energii (równanie Bernoulli'ego, analogiczne do (15)):

$$\frac{\rho \cdot v_d^2}{2} + \frac{\rho \cdot v_{bL}^2}{2} + \frac{\rho \cdot v_{bp}^2}{2} + \frac{\rho \cdot v_{de}^2}{2} - \frac{\rho \cdot v_o^2}{2} - \rho \cdot g \cdot (h_o - h_d) - \Delta p_{str} = 0,$$

gdzie oznaczenia jak na rysunku 34.

Założono jednocześnie, że prędkość jak i głębokość dopływu wody ze stoków jest jednakowa w obrębie całej długości *L* zbiornika.

Wartości prędkości przepływu oraz oporów ruchu na długości zbiornika wyznaczano analogicznie jak w przypadku spływu wody po zboczu.

Prędkość dopuszczalna

Założono, że głównym parametrem pozwalającym na określenie lokalizacji przegrody piętrzącej jest prędkość spływu wody opadowej. Przedstawiony powyżej model symulacyjny pozwala na określenie średniej prędkości przepływu tej wody w dowolnej chwili czasowej symulacji oraz na całej długości stoku i doliny spływowej. Wyznaczenie lokalizacji przegrody piętrzącej (blokującej przepływ) oparto w dalszej kolejności o porównanie wyliczanych prędkości z prędkościami dopuszczalnymi.

Zagadnienie określenia prędkości dopuszczalnej, od której rozpoczyna się erozja wodna jest bardzo złożone. Badania w tym zakresie prowadzili między innymi Kouven [57], Haber [35], Vybora i Podsednik [131], Zaster [147] i Vesely [130]. Prędkość dopuszczalna wyznaczana była najczęściej w oparciu o naprężenia styczne oddziałujące na grunt i na roślinność [122]. Modele ich wyznaczania oparto o założenie Taylora i Brooksa [14]:

$$\tau_e = \rho gh(I' + I''), \tag{19}$$

gdzie I', I'' – określają spadek hydrauliczny przestawiający stratę energii zużywanej na pokonanie tarcia o dno oraz powierzchni roślin.

Prędkość krytyczna, od przekroczenia której rozpoczynają się procesy erozji uzależniana jest najczęściej od rodzaju gleby, jej stanu, istniejącej pokrywy roślinnej, jej rodzaju, gęstości i wieku [123]. Dodatkowym elementem jest również spadek geometryczny podłoża, po którym odbywa się przepływ. Dopuszczalne prędkości przepływu wg USDA przedstawiono w tabeli 8.

,	1 88	8 J I	3
		Prędkość dopuszczalna	
Rodzaj roślinności Type of plant species	Spadek Inclination (%)	Maximal velocity	
		$(\mathbf{m}\cdot\mathbf{s}^{-1})$	
		grunty odporne	grunty łatwo
		na erozję	rozmywalne
		soil resistant for	soil not resistant
		erosion	for erosion
Psi ząb właściwy (Cynodon dactylon)	0-5	2,4	1,8
Wiechlina łąkowa (Poa pratensius)	5-10	2,1	1,5
Stokłosa groniasta (Bromus racemosus)	> 10	1,8	1,2
Mieszanka traw Mixt of grass	0-5	2,1	1,5
Miłka drobna (Eragrostis minor)	5-10	1,8	1,2
Palczatka kosmata (Bothriochloa ischaemum)	> 10	1,5	0,9
Opornik (Pueraria thunbergiana)	0-5	1,5	1,2
Lucerna siewna (Medicago sativa)	5-10	1,2	0,9
Palusznik krwawy (Digitaria sanguinalis)	0-5	1,1	0,8

Tabela 8. Dopuszczalne prędkości przepływu dla umocnień roślinnych wg Kouven [14]**Table 8.** Permissible flow velocity for the various plant faggotting by Kouven [14]

Zgodnie z wytycznymi opracowanymi przez Vesely'ego [130] wyznaczoną wg tabeli 8 prędkość dopuszczalną należy zmniejszyć w zależności od stanu pokrywy roślinnej, zgodnie ze wzorem:

$$v_{dop} = \alpha \cdot v_{\max} \,. \tag{20}$$

Wartości współczynnika korygującego zestawiono w tabeli 9.

Dla celów modelowych przyjęto prędkość dopuszczalną jak dla gruntów łatwo rozmywalnych pokrytych mieszanka traw $v_{max} = 1,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Dla celów porównawczych wykorzystano również współczynnik korygujący jak dla traw z dobrze rozwiniętym systemem korzeniowym α =0,8. Dalsze wyniki obliczeń symulacyjnych porównywano zatem z dwoma prędkościami krytycznymi:

$$v = 1,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \text{ oraz } v = 0,8 \cdot 1,2 = 0,93 1,2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$
.

Tabela 9. Wartości współczynnika redukcyjnego α wg Vesely (1983) za [14] **Table 9.** Values of α reduction coefficient by Vesely (1983) in [14]

Stan powierzchni – Surface	α
Zaraz po wysiewie – Directly after sowing	0,2-0,3
Umocnienia roślinne niezakorzenione - Vegetation unrooted	0,3
Roślinność słabo zakorzeniona – Vegetation weahly rooted	0,3-0,4
Roślinność poza okresem wegetacji – Plants after vegetation period	0,5-0,6
Roślinność dobrze zakorzeniona, skoszona – Vegetation well rooted, cutted	0,8
Roślinność dobrze zakorzeniona – Vegetation well rooted	1

4.3.4. Wyniki obliczeń i dyskusja

Wstępne obliczenia symulacyjne spływu wody po stoku przedstawiono na rysunku 36. Obliczenia przeprowadzono z użyciem przedstawionego powyżej modelu, dla stoku porośniętego trawą, o spadku 5%.





Wyniki obliczeń wskazują, że prędkość spływającej wody wzrasta wraz z długością stoku. Jest to zgodne z założeniem braku infiltracji wód opadowych do gleby, w warunkach stałego dopływu wód opadowych. Warto jednak zwrócić uwagę na fakt, że obok intensywności opadu, kąta nachylenia stoku oraz jego parametrów hydraulicznych, bardzo istotnym czynnikiem warunkującym prędkość spływu wód opadowych jest długość stoku.



Rys. 37. Ustabilizowany rozkład prędkości dla stoku o nachyleniu 5% (po prawej) i 10% (po lewej), w warunkach wystąpienia opadu o intensywności 5, 10, 20 i 30 mm·h⁻¹ **Fig. 37.** Distribution of stabilised flow velocity, for the slope of 5% (left) and 10% (right) inclination, in conditions of rain intensity 5, 10, 20 and 30 mm h⁻¹

Prędkość przepływu wód opadowych zmienia się w trakcie trwania symulacji, osiągając początkowo wartości jednakowe na większej części stoku. Później, wraz z czasem symulacji wartości te są coraz większe, a obszar ich jednakowych wartości kurczy się. Pomiędzy 180 i 240 sekundą obliczeń, rozkład prędkości spływu na długości stoku stabilizuje się. W dalszym okresie symulacji rozkład ten nie ulega zmianie.

Z punktu widzenia lokalizacji rozpatrywanych przegród piętrzących (hamujących przepływ) istotna wydaje się sytuacja po ustabilizowaniu rozkładu prędkości, ze względu na osiąganie maksymalnych dla danego opadu wartości. Na rysunku 37 przedstawiono ustabilizowany rozkład prędkości dla stoku o nachyleniu 5 i 10%, w warunkach opadu 5, 10, 20 i 30 mm·h⁻¹. Obliczone za pomocą symulacji prędkości maksymalne zestawiono w tabeli 10.

W żadnym z rozpatrywanych przypadków nie nastąpiło jednak przekroczenie wyznaczonych powyżej prędkości krytycznych dla procesów erozyjnych, wynoszących 1,2 oraz 0,96 m·s⁻¹. Osiągnięcie tych prędkości następowało po przekroczeniu 1 km długości stoku. Sugeruje to zatem, że w przypadku stoków o jednorodnym spadku wyznaczanym równolegle i prostopadle do głównego kierunku spływu niebezpieczeństwo erozji wodnej jest stosunkowo niewielkie, nawet w wypadku wystąpienia opadów o intensywności 30 mm·h⁻¹. Przyczyn erozji wodnej związanej ze spływem wód opadowych należy zatem szukać miedzy innymi w niejednorodności spadku stoku wyznaczanego poprzecznie do głównego kierunku spływu i tzw. koncentracji spływu.

Tabela 10. Prędkości maksymalne (dla 100 m) uzyskane na bazie symulacji spływu wód opadowych po stoku o nachyleniu 5 i 10%, w warunkach wystąpienia opadu o intensywności 5, 10, 20 i 30 mm·h⁻¹ **Table 10.** The maximal velocity (for 100 m) received by simulation of rain overflow by slope of 5 and 10% inclination, in conditions of rain intensity 5, 10, 20 i 30 mm h⁻¹

Intensywność deszczu	Spade Inclinat	ek 5% tion 5%	Spadek Inclination	x 10% on 10%	Przyrost prędkości wraz ze spadkiem
Rain intensity	v _{max}	przyrost	V _{max}	przyrost	Increase of velocity
$(\mathbf{mm} \cdot \mathbf{h}^{-1})$	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{s}^{-1})$	increase	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{s}^{-1})$	increase	at the inclination
		(%)		(%)	(%)
5	0,094	_	0,115	_	23,1
10	0,124	32,0	0,152	32,0	23,1
20	0,163	32,0	0,201	32,0	23,1
30	0,192	17,6	0,236	17,6	23,1

Istnienie trudnych do zauważenia na mapach niewielkich dolin spływowych, zlokalizowanych na stokach, prowadzi do lokalnej koncentracji spływających wód deszczowych. Musi to prowadzić do zwiększenia prędkości spływu i może prowadzić do występowania erozji wodnej. Aby potwierdzić powyższą tezę przeprowadzono kolejne symulacje dla wcześniej rozpatrywanych stoków o długości 100 m oraz spadku podłużnym 5 i 10%. Dodatkowo w obrębie stoków założono istnienie spadków poprzecznych do głównego kierunku spływu w wysokości $i_p = 1$, 2 i 5% oraz różnych długości L_p spływu poprzecznego zgodnie ze schematem przedstawionym na rysunku 36.



Rys. 38. Schemat obliczeniowy spływu wód opadowych po stoku w warunkach istnienia lokalnej doliny spływowej

Fig. 38. Calculation scheme of the rain water flow over the slope, in condition of local flow valley existence

Do obliczeń symulacyjnych wykorzystano drugi człon opracowanego modelu numerycznego, opisującego przepływ wód opadowych w dolinie spływowej w warunkach istnienia zasilania bocznego, zgodnie ze schematem przestawionym na



rysunku 38. Przykładowe wyniki obliczeń symulacyjnych przedstawiono na rysunkach 39, 40.

Rys. 39. Ustabilizowany rozkład prędkości w lokalnej dolinie spływowej o długości 100 m, w warunkach deszczu o intensywności 5 mm·h⁻¹. Oznaczenia zgodne z rysunkiem 36. $L_p = 0$ oznacza brak doliny spływowej – spływ po jednorodnym stoku

Fig. 39. Distribution of the stabilized flow velocity in local flow valley of 100 m length, in condition of rain intensity 5 mm h^{-1} . Symbols according to figure 36. $L_p = 0$ singes the lack of flow valley – flow over the slope

W warunkach wystąpienia opadu o intensywności 5 mm·h⁻¹ niezależnie od długości stoków dopływowych oraz ich nachylenia w kierunku lokalnej doliny, prędkości spływu nie przekroczyły wartości granicznej 1,2 m·s⁻¹. Wartość 0,96 m·s⁻¹ została osiągnięta jedynie w przypadku nachylenia stoków dopływowych wynoszących 2 i 5% przy długości stoku dopływowego odpowiednio $L_p = 100$ m oraz $L_p = 50$ m. Wyraźnie widoczna jest jednak różnica pomiędzy prędkością spływu po jednorodnym stoku, pozbawionym lokalnej dolin spływowych ($L_p = 0$) oraz w warunkach istnienia takiej doliny. Wydaje się to potwierdzać postawioną powyżej tezę o przyczynach zagrożenia erozją wodną.

Wzrost intensywności opadu powoduje znaczne zwiększenie prędkości spływających lokalną doliną wód. Wyniki obliczeń symulacyjnych dla takich warunków zestawiono na rysunkach 40 i 41. Przedstawione wykresy wskazują, że wraz ze wzrostem intensywności opadu maleje długość stoków dopływowych, konieczna do przekroczenia prędkości granicznej 0,96 oraz 1,2 m·s⁻¹. Dodatkowym elementem zwiększającym uzyskiwane prędkości maksymalne jest spadek stoków dopływowych.



Rys. 40. Obliczone prędkości maksymalne w dolinie spływowej o długości 100 m, w zależności od długości stoków dopływowych oraz ich nachylenia. Spadek podłużny doliny 5%
Fig. 40. Calculated maximal velocity in flow valley of 100 m length, in dependence of length of inflow slopes and their inclination. The longitudinal valley inclination is 5%

4.3.5. Wnioski

Przeprowadzone w oparciu o przedstawiony model numeryczny symulacje spływu wód opadowych po stoku i w dolinie, dla zróżnicowanych spadków terenu i intensywności opadów wykazały, że:

 parametrem do określania niebezpieczeństwa wystąpienia erozji wodnej związanej ze spływem wód opadowych po stokach i w dolinach może być prędkość przepływu tych wód. Konieczne zatem jest określenie jej wartości dopuszczalnej. Dokonany przegląd literatury wykazał znaczne rozbieżności tych wartości w zależności od warunków i metodyki badań. Konieczne są dalsze badania w tym kierunku;


Rys. 41. Obliczone prędkości maksymalne w dolinie spływowej o długości 100 m, w zależności od długości stoków dopływowych oraz ich nachylenia. Spadek podłużny doliny 10%
Fig. 41. Calculated maximal velocity in flow valley of 100 m length, in dependence of length of inflow slopes and their inclination. The longitudinal valley inclination is 10%

- dla stoków o jednorodnym spadku, w rozpatrywanych warunkach topograficznych, niebezpieczeństwo przekroczenia prędkości dopuszczalnej spływającej wody jest stosunkowo niewielkie, realne jedynie w przypadku deszczy nawalnych i dla stoków o długościach przekraczających 400;
- w przypadku istnienia w obrębie stoków lokalnych dolin spływowych (nawet o niewielkich zlewniach) niebezpieczeństwo erozji wodnej istotnie wzrasta, w stosunku do stoków ich pozbawionych. Prowadzi to do wniosku, że walkę z erozją wodną wywołaną znacznymi prędkościami spływających wód opadowych należy rozpoczynać już na samych stokach, nie dopuszczając do koncentracji i rozpędzania spływających wód w dolinach. Jest to metoda zastosowana na terenie obiektu "Olszanka", zrealizowana wg koncepcji J. Rubaja [114];
- obok kalibracji i weryfikacji modelu konieczna jest prawidłowa ocena wielkości opadu deszczu, która posiada podstawowe znaczenie przy obliczaniu spływu wód opadowych w procesie erozji [17,27], jak również projektowaniu sys-

temów odwadniania terenów [8] i szeregu innych zagadnień. Wielkość tą wyznacza się bazując na różnych formułach analitycznych oraz na pomiarach wysokości i intensywności opadu. Pomiary te, zdaniem autorów opracowania, nie w pełni odzwierciedlają rzeczywiste parametry deszczu docierającego do powierzchni ziemi. Zagadnienie to, podjęte dodatkowo w ramach prezentowanego programu badawczego zostało szerzej opisane w pracach [23,29,55,63,64]. Oddzielnym problemem jest również ocena wpływu wielkości kropel na intensywność deszczu i jego oddziaływanie erozyjne [21,34,40,67,68].

4.4. Infiltracja wód opadowych

4.4.1. Wprowadzenie

Infiltracja należy do ważnych procesów związanych z ruchem wody na stoku i w profilu gleby. Wynika to przede wszystkim z faktu, że w tym procesie profil glebowy zwiększa swoje zasoby wodne, które są niezbędne dla produkcji roślinnej, a także następuje redukcja odpływu powierzchniowego. W literaturze anglosaskiej proces ten nosi nazwę '*infiltration*'. Jest on związany ze zjawiskiem penetracji wody z powierzchni gruntu do niżej leżących warstw glebowych. Jeśli woda penetruje profil, jej zawartość zmienia się w czasie i po głębokości. Najczęściej przez infiltrację rozumie się zjawisko przepływu wody od strony atmosfery (powietrza) do gleby poprzez granicę powietrze-gleba. Niemniej inny nieco proces tzn. przepływ wody z cieku lub stawu do profilu glebowego jest również zaliczany do infiltracji.

W hydrologii ważniejsze znaczenie ma wymiana wody poprzez granicę powietrze-gleba, która odgrywa zasadniczą rolę w cyklu hydrologicznym. Z tym wiąże się również dynamika warunków wilgotnościowych w profilu glebowym mająca wpływ na dostępność wody dla roślin, a także na procesy erozyjne. Te ostatnie są szczególnie ważne dla stoków, które są przedmiotem badań w tym projekcie badawczym.

Woda opadowa będzie infiltrowała aż do przekroczenia tzw. pojemności infiltracyjnej profilu. Przez pojemność infiltracyjną określa się maksymalne natężenie deszczu, który profil glebowy może w całości absorbować w danym czasie. Wpływ na to ma aktualne uwilgotnienie profilu glebowego. Spośród wielu czynników, wpływ na pojemność infiltracyjną, różniącą się wyraźnie wśród gleb, ma przewodność i charakterystyka wilgotnościowa gleby. Pojemność infiltracyjna dla danej gleby będzie się zmieniać zależnie od tego czy w momencie rozpoczęcia opadu gleba była sucha, czy była już częściowo lub całkowicie nasycona wodą np. po wcześniejszym opadzie.

Znajomość pojemności infiltracyjnej gleby i aktualnych infiltracyjnych prędkości jest warunkiem wstępnym aby przewidzieć odpływ powierzchniowy i stąd przepływ wody. W zależności od pojemności infiltracyjnej gleby w czasie opadu deszczu, ulewny opad może prowadzić do nieszkodliwego przepływu wody, lub w przeciwnym przypadku do pustoszącego przepływu – powodzi. Dla terenów z dużym spadkiem terenu, ulewne deszcze są groźne, gdyż zwykle prowadzą do erozji, wypłukiwania składników pokarmowym, itp. Układ tarasowy może przeciwdziałać takim zjawiskom. Przykład takiego układu pokazany jest na rysunku 42, przedstawiającym schemat stoku 2 – F, w profilu przegrody nr 15.

Z powyższego wynika, że pojemność infiltracyjna nawet dla tego samej gleby zmienia się w dużym zakresie, stąd też pewniejsze prognozy jakie mogą wystąpić w trakcie opadów deszczu, szczególnie tych nawalnych, można określić wyłącznie na drodze symulacji matematycznych.

4.4.2. Matematyczne ujęcie procesu infiltracji

Najczęściej stosuje się założenie, że ciśnienie fazy gazowej w porach glebowych w trakcie całego procesu ruchu wody (fazy ciekłej) jest stałe i równe ciśnieniu atmosferycznemu. Przy takim założeniu, jak również przyjęciu słuszności założenia Darcy^{*} dochodzi się do ogólnego równania Richardsa. Równanie to dla dwuwymiarowego układu x - z, w słabościśliwych ośrodkach glebowych, z funkcją poboru wody przez rośliny S można zapisać w postaci [m.in. 141,144]:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_r \left(h \left(k_{xx} \frac{\partial H}{\partial x} + k_{xz} \frac{\partial H}{\partial z} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_r \left(h \left(k_{zx} \frac{\partial H}{\partial x} + k_{zz} \frac{\partial H}{\partial z} \right) \right] + S =$$

$$= \left[C(h) + S_w S_s \right] \frac{\partial h}{\partial t},$$
(21)

gdzie: H = h + z – całkowita wysokość hydrauliczna wody glebowej, m, h – wysokość ciśnienia, (m), z – wysokość położenia, (m), $k_r(h)$ – względna przewodność hydrauliczna:

$$0 \le k_r(h) = \frac{k(h)}{k_s} \le 1,$$

gdzie: k(h) – przewodność hydrauliczna dla ciśnienia wody $h(k(h) = k_s dla h \ge 0), k_s$ – przewodność hydrauliczna w m·d⁻¹ dla pełnego nasycenia gleby wodą (tj. dla zawartości wody $\theta = \theta_s$), w ogólnym przypadku jest to tensor, S – objętościowy wydatek źródła (pobór wody przez rośliny) odniesiony do jednostkowej objętości ośrodka i jednostki czasu, d⁻¹, S_w – stopień nasycenia gleby wodą (θ/θ_s), S_s – pojemność (retencja) właściwa ośrodka, m⁻¹, $C(h) = d\theta/dh$ – pojemność wodna gleby charakteryzu-

^{*} $q = -k \cdot grad H$, gdzie q – natężenie przepływu, k – przewodność hydrauliczna oraz H – całkowita wysokość ciśnienia wody

jąca zmiany retencji wody wywołane zmianą jej ciśnienia, m⁻¹, C(h)=0 dla $h \ge 0$, x – współrzędna horyzontalna, m, t – czas, d (doby).

Równanie Richardsa w ogólnym przypadku jest nieliniowym równaniem różniczkowym o pochodnych cząstkowych, rzędu drugiego, typu parabolicznego. W zależności od tego, czy ruch odbywa się w strefie nasyconej czy nienasyconej, parametry występujące w tym równaniu osiągają różne wartości, w tym przede wszystkim C(h). W strefie pełnego nasycenia z definicji C(h) = 0, wówczas w przypadku gdy również $S_s = 0$, równanie to staje się eliptycznym. Jak wykazały wcześniejsze badania Zaradnego [144], wpływ S_s na rozwiązanie maleje wraz z maleniem wartości S_s , a dla $S_s < 10^{-5}$ m⁻¹ wpływ ten jest tak mały, że można go pominąć. Fakt ten umożliwia utrzymywanie tego samego typu równania (parabolicznego) w obu strefach nasycenia, nawet w przypadku ośrodków nieściśliwych w rozpatrywanym zakresie zmian ciśnienia. Wtedy należy przyjąć odpowiednio małą wartość parametru S_s (S_s \neq 0).



Rys. 42. Przekrój badanego obiektu, w prawej górnej części pokazany jest fragment tarasu z przegrodą chłonną

Fig. 42. Cross-section of the investigated object, a fragment of terrace with absorptive barrier is shown on the upper right-hand side

Najczęściej mamy do czynienia z problemem nieustalonym w czasie i przestrzeni, co wynika między innymi ze zmiennych warunków atmosferycznych i zmiennego stadium rozwoju roślin: głębokości i gęstości systemu korzeniowego, wielkości powierzchni liści, wysokości roślin, itp. Dla omawianego zagadnienia, z praktycznego punktu widzenia, zmienność ta najczęściej odnoszona jest do cyklu dobowego z uśrednieniem wartości dla tego okresu [24].

Rozwiązanie problemu nieustalonego sprowadza się do znalezienia funkcji h(x, z, t), spełniającej równanie Richardsa w całym obszarze ruchu wody dla t > 0, przy założeniu znajomości tego rozkładu w chwili początkowej $t = t_0 = 0$, tj.:

$$h(x, z, t = 0) = h_0(x, z).$$
 (22)

Wspomniane rozwiązanie winno odpowiadać przyjętym warunkom brzegowym i tak:

- typu Dirichleta, wszędzie tam gdzie wartości funkcji h(x, z, t) = g(x, z, t) są określone,

- typu Neumanna, wszędzie tam gdzie wartość pochodnej h jest określona. Dla przepływów wody w gruncie odnosi się to do natężenia przepływu $q_n(x, z, t) = |-k(h) \operatorname{grad} (h+z)|_n = q_1(x, z, t)$, odpowiednio ze znakiem, dodatnim gdy woda dopływa do układu lub ujemnym gdy następuje odpływ wody z układu. Indeks n oznacza składową normalną do brzegu,

- warunki atmosferyczne, określane w postaci potencjalnie możliwych wartości przepływu:

- ES^{pot} – potencjalna ewaporacja (znak -) lub $FLUX^{pot}$ – potencjalna infiltracja (znak +),

- *ET^{pot}* – potencjalna transpiracja, która określa natężenie poboru wody z profilu przez korzenie roślin.

Tam gdzie są określone warunki atmosferyczne, wartości aktualnego przepływu zależą od chwilowej (aktualnej) zdolności układu do transportu wody w przypadku ewaporacji (na zewnątrz układu) lub infiltracji (do wnętrza układu) oraz od aktualnych wartości ciśnienia wody glebowej w strefie korzeniowej roślin, od czego zależy pobór wody z gleby na drodze transpiracji. Rozpatrując wartości absolutne, dla poszczególnych przepływów muszą zachodzić relacje:

$$\begin{split} ES^{akt} &\leq ES^{pot} \\ ET^{akt} &\leq ET^{pot} \\ FLUX^{akt} &= FLUX^{pot} - RUN \ OFF \leq FLUX^{pot} \end{split}$$

gdzie: RUN OFF – spływ powierzchniowy.

Aktualne przepływy wody z profilu do atmosfery uzależnione są z jednej strony od chwilowej (tj. aktualnej) zdolności tegoż profilu, w rozpatrywanym węźle, do transportu wody ku górze, z drugiej strony od prężności pary wodnej w powietrzu atmosferycznym. Prężność ta ma wpływ na wartość potencjału SGL hPa (\approx cm), potrzebnego dla określenia warunków równowagi pomiędzy potencjałem wody glebowej i względną wilgotnością pary wodnej RH w atmosferze. Wartość *SGL* można wyliczyć z formuły [144]:

$$SGL = \frac{RT}{M} \ln (RH), \qquad (23)$$

gdzie: R – uniwersalna stała gazowa (= $82 \cdot 10^3 \text{ hPa} \cdot \text{cm}^3 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$), T – temperatura powietrza K, M – molowa objętość wody (= $18 \text{ cm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$).

Z powyższej zależności wynika, że im wyższa jest temperatura powietrza i im niższa jest jego wilgotność względna, tym większe są możliwości atmosfery do przyjęcia wody z profilu glebowego w procesie ewaporacji. Z chwilą gdy potencjał ciśnieniowy wody glebowej h na powierzchni profilu osiąga wartość $h \leq SGL$, wówczas odparowywanie wody z gleby ustaje tzn. wtedy $ES^{akt} = 0$.

To co nas interesuje szczególnie, to jest dla infiltracji, dla przypadku gdy $FLUX^{pot} > 0$ (opad deszczu netto) przyjmuje się zazwyczaj SGL = 0. Inaczej będzie gdy będzie rozpatrywany przypadek z możliwością powstawania kałuż na powierzchni, wtedy SGL może przyjmować wartości większe od zera ($SGL(t) = (FLUX^{pot} - FLUX^{akt}) \cdot \Delta t$). Przyjęcie SGL = 0 jest równoważne warunkowi $RUN \ OFF = FLUX^{pot} - FLUX^{akt}$, gdzie $RUN \ OFF$ oznacza spływ powierzchniowy wody. Takie warunki są zachowane przy prawidłowo wykonanym i eksploatowanym polu, kiedy spadki terenu umożliwiają swobodny spływ wody z powierzchni pola do rowu melioracyjnego, lub niższej położonego pola. Również ten przypadek będzie dotyczył przedstawionego na rysunku 42 stoku, poza dolną częścią, jeśli tam powstanie przegroda piętrząca wodę.

Przedstawiona metodyka jest w zgodzie z wcześniej omawianą pojemnością infiltracyjną, która w omawianym modelu jest zachowana. Pojemność ta nie może być określona *a priori* i stąd musi być określona na drodze kolejnych przybliżeń.

Dobowe, potencjalne wartości ES^{pot} , $FLUX^{pot}$ i SGL, a także składowa ET^{pot} są wyliczane w oparciu o dane z pomiarów meteorologicznych, a także w oparciu o aktualne dane dotyczące roślin (ich wysokość i przykrycie liśćmi powierzchni gleby). Szczegółowiej na ten temat jest mowa m.in. w pracy [144]. Wartości te mogą być wyliczane za pomocą programu EVAPOT, opracowanego przez Zaradnego. Wpływ na wielkość ewapotranspiracji ma kąt pochylenia zbocza, oraz jego azymut (kąt pomiędzy rzutem na płaszczyznę poziomą normalnej do pochylenia terenu i linią wyznaczającą kierunek północ-południe, mierzony od kierunku wskazującego północ, zgodnie z ruchem wskazówek zegara). Topografia terenu, najogólniej rzecz biorąc, wpływa na długość dnia oraz na tzw. wskaźnik zbocza [145,146].

Inny rodzaj warunków brzegowych obejmuje:

- warunki brzegowe atmosferyczne, które określone są dla brzegu ze swobodnym wypływem wody z układu na zewnątrz (potocznie mówiąc do atmosfery). Analizując zjawiska filtracyjne, taki wypływ może nastąpić wyłącznie ze strefy pełnego nasycenia, a więc tam gdzie nasycenie wodą jest pełne ($\theta = \theta_s$) i jednocześnie gradient ciśnień jest skierowany na zewnątrz układu. W modelu zakładamy, że w węźle leżącym na takim brzegu h = 0, natomiast wartość Q musi być mniejsza od zera (Q < 0). Jeśli jednak wartość $Q \ge 0$, wówczas należy powtórzyć proces obliczeniowy zakładając Q = 0 i wyliczyć wartość h w tym węźle. Wartość ta powinna być mniejsza od 0 tj. h < 0 (należy w tym miejscu pamiętać, że wszystkie wartości ciśnień wody w modelu Richardsa są odnoszone do ciśnienia atmosferycznego p_a dla którego przyjmuje się h = 0). Z tych rozważań wynika, że brzeg określany jako *brzeg ze swobodnym wypływem*, dla zagadnień nieustalonych może być w danej chwili czasowej <u>aktywny (</u>wówczas h = 0 oraz Q < 0) lub <u>nieaktywny</u> (wówczas Q = 0 i h < 0). Ostatni przypadek dotyczy sytuacji gdy rozpatrywany brzeg leży w strefie nienasyconej (tj. gdy $\theta < \theta_s$).

W rozpatrywanym modelu istotną rolę spełnia człon źródłowy *S*. Od tego jak ten człon zostanie sformułowany zależy wynik rozwiązania. Oczywistym jest, że człon ten musi być związany przede wszystkim z rodzajem gleby, jej strukturą, itp. Gleby zdegradowane np. długim okresem nadmiernego uwilgotnienia, bez należytych zabiegów agrotechnicznych będą "gorsze" w zaspakajaniu potrzeb transpiracyjnych roślin. W pracy wykorzystany zostanie model przedstawiony w pracy [24] z późniejszym modyfikacjami [144]. Podstawowe założenie tego modelu to przyjęcie, że aktualna transpiracja co najwyżej może być równa transpiracji potencjalnej, to jest $ET^{akt} \leq ET^{pot}$.

W optymalnym przypadku, gdy warunki wilgotnościowe w całej strefie korzeniowej są optymalne, wówczas:

$$ET^{pot} = ET^{akt} = S_{\max} \int_0^{L_r} \alpha(h) dz = S_{\max} \int_0^{L_r} 1 \cdot dz = S_{\max} L_r$$
(24a)

z czego wynika, że

$$S_{\max} = \frac{ET^{pot}}{L_r} = \frac{ET^{pot}}{DRZ - DRZ^{na}},$$
(24b)

gdzie: S_{max} – maksymalna wartość członu źródłowego, DRZ – głębokość strefy korzeniowej w profilu, licząc od powierzchni terenu, DRZ^{na} – nieaktywna (górna część) strefy korzeniowej ($0,0 \le DRZ^{na} \le 0,05$ m), $\alpha(h)$ – współczynnik zależny od wysokości ciśnienia wody glebowej h ($0 \le \alpha(h) \le 1,0$):

$$\alpha(h) = \begin{cases} 0 \ dla \ h \ge h_1 \ oraz \ h \le h_4 \\ \frac{h_1 - h}{h_1 - h_2} \ dla \ h_2 \le h \le h_1 \\ \frac{h_4 - h}{h_4 - h^*} \ dla \ h_4 \le h \le h^* \\ 1 \ dla \ h^* \le h \le h_2 \end{cases}$$

gdzie:

$$h^{*} = \begin{cases} h_{3}^{1} dla \ ET^{pot} \leq 0,001 \ m \cdot d^{-1} \\ h_{3} \ dla \ ET^{pot} \geq 0,005 \ m \cdot d^{-1} \\ h_{3} + (0,005 - ET^{pot}) \cdot (h_{3}^{1} - h_{3}) / 0,004 \ dla \ 0,001 \ < \ ET^{pot} < 0,005 \ m \cdot d^{-1} \end{cases}$$

Graficznie model poboru przedstawiono na rysunku 43.

Struktura gleby ma wpływ przede wszystkim na wartość h_1 i h_2 . Wartość h_4 odpowiada tak zwanemu punktowi trwałego więdnięcia i zazwyczaj wartość tą przyjmuje się dla pF = 4,2, gdzie pF = $\log |h|$, jeśli *h* określi się w cm słupa wody. Odpowiada to wysokości ciśnienia h = -15850 cm = -158,5 m.

Parametry gleb i gruntów mogą mieć różny stopień anizotropii. W zapisie tensorowym przewodność hydrauliczna k_s dla pełnego nasycenia gruntu wodą $\theta = \theta_s$ będzie:

$$\mathbf{k}_{s} = \begin{vmatrix} \mathbf{k}_{xx} & \mathbf{k}_{xz} \\ \mathbf{k}_{zx} & \mathbf{k}_{zz} \end{vmatrix},$$
(25)

gdzie: $k_{xx} = k_1 \cos^2 \beta + k_2 \sin^2 \beta$, $k_{zz} = k_2 \cos^2 \beta + k_1 \sin^2 \beta$,

 $k_{xz} = k_{zx} = (k_2 - k_1) \sin\beta \cos\beta$

 k_1 , k_2 – główne wartości tensora w układzie ortogonalnym η , ξ ,

 β – kąt jaki tworzy układ η , ξ z układem (x, z), w jakim prowadzone są obliczenia.

Biorąc pod uwagę, że analizowany będzie przypadek jednoczesnego ruchu wody w strefie pełnego ($\theta = \theta_s$) i niepełnego nasycenia wodą ($\theta < \theta_s$) i w tym drugim przypadku wartości przewodności hydraulicznej k(h) będą niższe od k_s , wygodnie jest posługiwać się wzorem:

$$k(h) = k_r(h) \cdot k_s = k_r(h) \cdot \begin{vmatrix} k_{xx} & k_{xz} \\ k_{zx} & k_{zz} \end{vmatrix},$$
 (26)

gdzie: $k_r(h) = k(h)/k_s$ – relatywna (względna) przewodność hydrauliczna ($0 \le k_r(h) \le 1$).



Rys. 43. Funkcja *S* poboru przez korzenie roślin względem wysokości ciśnienia wody glebowej *h* **Fig. 43.** Plant root uptake function *S* versus pressure height of soil water *h*

Wartości przewodności hydraulicznej można wprowadzać do modelu obliczeniowego w postaci tabelarycznej lub w postaci funkcyjnej. Drugi ze sposobów jest wygodniejszy gdyż wymaga określenia mniejszej ilości danych. Dla tego celu wykorzystać można wzory van Genuchtena [129] i Mualema [85] z 6 parametrami. Jeśli uwzględnimy ponadto tzw. pojemność sprężystą gruntu S_s, łącznie więc musimy określić dla każdej z gleb 7 parametrów:

k_1, k_2, θ_s, S_s oraz alpha, n i θ_r

gdzie: k_1 , k_2 , θ_s , S_s – parametry już wcześniej omówione, *alpha*, *n* – współczynniki we wzorach van Genuchtena i Mualema, θ_r – tzw. resztkowa (residualna) zawartość wody tj. wilgotność gleby, poniżej której nie zachodzi ruch wody w fazie ciekłej.

Wykorzystując wspomniane wzory można łatwo wyznaczyć wartość k(h) oraz C(h). Wspomniane wartości parametrów mogą być wyliczone w oparciu o wzory i program zawarty w pracy [143].

Wartość kąta β , która jest niezbędna dla wyliczenia składowych tensora k_s , w przedstawionym modelu, może być określana dla każdego elementu, to jest w tablicy opisującej poszczególne elementy obszaru ruchu (przy założeniu że metoda elementów skończonych będzie wykorzystana dla rozwiązania równania Richardsa).

Rozwiązanie równania Richardsa w ogólnym przypadku może być rozwiązane wyłącznie na drodze numerycznej, na przykład przy zastosowaniu wspomnianej już metody elementów skończonych. Jednym z programów, które rozwiązuje takie równanie jest program HZLOS opracowany przez Zaradnego. Z rozwiązania równania Richardsa można wyliczyć również ilość zretencjonowanej wody w profilu glebowym powyżej zwierciadła wody:

Retencja =
$$\int_{z_{W}}^{0} \left(\theta_{s}(z) - \theta(z) \right) dz , \qquad (27)$$

gdzie: z_{zw} – głębokość zalegania zwierciadła wody.

Zaprezentowany model i jego opis matematyczny oparty jest na założeniu, że ciśnienie w fazie gazowej jest równoważne ciśnieniu powietrza atmosferycznego. Konsekwencją tego jest możliwość nie uwzględniania składowej przepływu powietrza. Jest to w rzeczywistości znaczne uproszczenie problemu, szczególnie w przypadku infiltracji. Jak wynika z literatury, w tym także z prac Zaradnego [m.in. 142], na infiltrację zazwyczaj ma wpływ faza gazowa, która może zmniejszać prędkość infiltracji, aż do całkowitego "zamknięcia" porów glebowych dla wody. Wówczas może dochodzić do tzw. air entrapping (zamkniecia powietrza) i związanej z tym generacji wysokich ciśnień powietrza w porach, znacznie większych od ciśnienia atmosferycznego i ciśnienia wody. Najbardziej narażone na takie zjawiska, w przypadku stoku przedstawionego na rysunku 42 byłaby jego najwyższa część. Biorąc jednakże pod uwagę aspekty topograficzne omawianego obszaru, zjawisko zamykania porów glebowych dla ruchu wody nie wydaje się być aż tak istotne, aby kwestionować zasadność przyjęcia równania Richardsa do symulacji infiltracji na omawianym terenie (rys. 42). Czy tak jest w rzeczywistości, można by stwierdzić dopiero po dodatkowych badaniach opartych o wyniki zaawansowanych eksperymentów terenowych i numerycznych.

Analizując przekrój geotechniczny i geologiczny przez rozpatrywaną dolinę, przedstawiony w Załączniku nr 3, wydaje się, że wykonanie przegród chłonnych z gruntów dobrze przewodzących wodę (o szerokości 0,4 m i głębokości 0,8 m, patrz górna część po prawej stronie rysunku 42) powinno znacznie poprawić zdolności stoku do retencji wody, a także istotnie obniżyć ewentualny spływ powierzchniowy (RUN OFF) w przypadku intensywnych opadów deszczu. Tym samym powinny być co najmniej wyraźnie ograniczone procesy erozyjne na tym obiekcie.

4.4.3. Symulacja infiltracji wód opadowych

W wyniku pogłębionej analizy dalsze rozważania ograniczono do jednego z tarasów uwidocznionych na rysunku 42. Wybrano taras (przedstawiony w prawej górnej części rysunku 42), zlokalizowany w przekroju odkrywki 11 (numeracja jak na rysunku 42) i odwiertu nr 02 (tak jak to pokazano w rozdziale 2.4. na rysunkach. 5 i 6).

Układ gleb w odwiercie nr 02 licząc od powierzchni terenu jest następujący: –glina pylasta, warstwa na rzędnej 0-1,98 m p.p.t (poniżej powierzchni terenu), –pył, warstwa na rzędnej 1,98-4,24 m p.p.t.,

-glina pylasta, warstwa na rzędnej 4,24-4,95 m p.p.t.,

- -pył (less), warstwa na rzędnej 4,95-18,8 m p.p.t.,
- -glina pylasta, warstwa na rzędnej 18,8-24,3 m p.p.t.,
- -glina ciężka warstwowa, jasna, warstwa na rzędnej 24,3-30,8 m p.p.t.,
- -margle, w warstwie o głębokości większej od 30,8 m p.p.t.

Ustabilizowane zwierciadło wody w badanym przekroju doliny według badań geotechnicznych znajduje się na rzędnej 204,36 m n.p.m., co dla odwiertu nr 02 odpowiada głębokości 73,74 m p.p.t.

Uwzględniono ponadto wyniki pomiarów, wykonanych w ramach przedstawianego programu, przewodnictwa wodnego dla stanu pełnego nasycenia dla odkrywki 12 oraz wyznaczone parametry do wzorów van Genuchtena. Parametry te określono po szczegółowych badaniach, przedstawionych w rozdziale 2.5.

Uwzględniając opisany układ warstw glebowych, dokonano podziału obszaru na elementy skończone, który pokazany jest na rysunku 44. Elementy w górnej części obszaru (patrz Szczegół A na rys. 44) charakteryzują się najmniejszą wysokością, wynoszącą od 0,02 do 0,15 m. Od lewej pierwsze 9 kolumn ma szero-kość 0,4 m, kolumna nr 10 ma szerokość 0,24 m, a ostatnia kolumna (kolumna nr 11) ma szerokość 0,16 m. Elementy o numerach 1-161 mają kształt prostokątny, elementy o numerze162-164 kształt trapezu, a tylko element o numerze 165 ma kształt trójkąta. W sumie siatka obliczeniowa ma 191 węzłów.

Dla węzłów leżących na dolnej granicy obszaru (1, 17, 33,..., 177) założono stałą wartość całkowitej wysokości ciśnienia H = z + h = 0, co odpowiada ustabilizowanemu położeniu zwierciadła wody gruntowej. Natomiast węzły leżące na górnej powierzchni obszaru ruchu (tzw. węzły powierzchniowe o numerach: 16, 32, 48,..., 176) przyjęto jak tzw. węzły infiltracyjne. Węzły o numerach 188, 189, 190 i 191 przyjęto w obliczeniach jako węzły gdzie może wystąpić swobodny wypływ wody z obszaru ruchu (ang. *seepage face*). Wszystkie pozostałe węzły leżące na granicach obszaru ruchu (węzły o numerach: 2-15 oraz 178-187) były w obliczeniach traktowane jako węzły, dla których dh/dx = 0 (nieprzepuszczalne dla wody w kierunku horyzontalnym).

Warunek początkowy przyjęto następująco:

- dla wszystkich punktów w obszarze ruchu o rzędnych $z \le 1$ m, h = -z, - dla pozostałych punktów w obszarze tj. dla rzędnych z > 1 m, h = -1 m (pF = $\log_{10} |100 \cdot h| = 2$, gdzie *h* wysokość ciśnienia wody w m).

Parametry gleb przyjęte do obliczeń zestawiono w tabeli 11. Dla gleb o numerach 8-10, parametry zostały wyznaczone w oparciu o pomiary, natomiast dla pozostałych gleb (1-7) wartości parametrów przyjęto na podstawie analogii, w oparciu o dane z literatury [136,143].



Rys. 44. Przyjęta siatka elementów skończonych Fig. 44. Assumed finite-element grid

Symulacje numeryczne przeprowadzono dla szeregu wariantów. We wszystkich przyjęto natężenie opadu deszczu wynoszące 0,24 m·doba⁻¹, tj. 10 mm·godz.⁻¹ (10 mm·h⁻¹). Taki opad należy uważać za bardzo intensywny.

Nr gleby	Głębokość warstwy	k_s	θ_{s}	almha		θ_r	S_s
Soil No	Layer depth (m p.p.p.)	$(\mathbf{m} \cdot \mathbf{d}^{-1})$	$(\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3})$	aipna	п	$(\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3})$	(m^{-1})
1	71,76-72,35	0,350	0,505	0,00482	1,164	0,119	10^{-7}
2	69,50-71,76	0,00063	0,505	0,00482	1,164	0,119	10^{-7}
3	68,79-69,50	0,0011	0,862	0,00598	1,347	0,098	10^{-7}
4	54,94-68,79	1,296	0,351	0,00598	1,347	0,098	10^{-7}
5	49,44-54,94	0,0011	0,862	0,173	1,82	0,003	10^{-7}
6	42,94-49,44	0,00864	0,465	0,0276	1,473	0,015	10^{-7}
7	0,0-42,94	0,000631	0,370	0,00813	1,157	0,065	10^{-7}
8	72,35-72,94	1,753	0,405	0,00918	1,396	0,000	10^{-7}
9	72,94-73,49	2,10	0,450	0,0118	1,439	0,000	10^{-7}
10	73,49-73,74	0,197	0,410	0,00951	1,385	0,000	10^{-7}

 Tabela 11. Parametry gleb do wzorów van Genuchtena

 Table 11. Soil parameters for van Genuchten formulas

4.4.3.1. Wariant istniejący

Przez wariant istniejący należy uznać przekrój z układem gleb, jak w tabeli 11. Wyniki obliczeń, za pomocą programu HZLOS opracowanego przez Zaradnego [141,144] przedstawione są na rysunku 45. Na osi poziomej naniesiono czas w godzinach (h), natomiast na osi pionowej naniesiono sumaryczne wartości w m³ na 1 mb przekroju w kierunku osi y:

- opadu ΣP ,

- infiltracji ΣI^{1} i ΣI^{2} , gdzie ΣI^{2} – wartości przy założeniu braku możliwości swobodnego wypływu przez brzeg z węzłami 188, 189, 190 i 191,

- swobodnego wypływu ΣS_F przez brzeg z węzłami 188-191 (tylko dla I¹),

- a także wartości natężenia swobodnego wypływu w m³·d⁻¹·mb⁻¹ :

RS_F dla przypadku I¹.

Z przedstawionych rezultatów wynika, że tylko przez pierwsze 2-3 godziny, profil jest w stanie w całości zmagazynować (zretencjować) wody opadowe. Później, mniej więcej aż do 15 godziny, zdolności retencyjne są jeszcze relatywnie duże, przez co sumaryczny odpływ powierzchniowy jest w miarę mały i nie przekracza 0,065 m³·mb⁻¹, co stanowi około 11,5% wód opadowych.

Począwszy od tego czasu (t = 16 godzin), profil znacznie ogranicza swoje możliwości do retencjonowania wody, w efekcie rozpoczyna się swobodny wypływ wody ze skarpy tarasu (węzły 188-191). Wartość tego wypływu wynosi $RS_F = 0,317 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{mb}^{-1}$ dla t = 16 h i osiąga wartość $RS_F = 0,324 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{mb}^{-1}$ dla $t \ge 18$ h.

Maksymalna zdolność profilu dla retencjonowania wody opadowej wynosi 0,53 m³·mb⁻¹ dla t = 24 h (1 doba) i 0,54 m³·mb⁻¹ dla t = 48 h (2 doby). Przedstawia to krzywa ΣI^2 (przypadek bez możliwości swobodnego wypływu). Sumaryczny odpływ powierzchniowy (*RUN OFF*) wynosił zatem:

- $\Sigma P \Sigma I^2 = 0,922 0,533 = 0,389 \text{ m}^3 \cdot \text{mb}^{-1} \text{ dla } t = 24 \text{ h, co stanowi } 42,1\% \Sigma P$ oraz
- $\Sigma \Sigma I^2 = 1,843 0,54 = 1,303$ dla t = 48 h, co stanowi 70,7% ΣP .

Dla przypadku I¹ swobodny wypływ wynosił $\Sigma S_F = 0,112 \text{ m}^3 \cdot \text{mb}^{-1} \text{ dla } t = 24 \text{ h}$, co stanowiło 28,8% sumarycznego odpływu, oraz $\Sigma S_F = 0,43598 \text{ m}^3 \cdot \text{mb}^{-1} \text{ dla } t = 48 \text{ h}$, co stanowiło prawie 33,5% sumarycznego odpływu (*RUN OFF* + ΣS_F)

Retencja netto wody w profilu wynosiła:

- 0,532 m³·mb⁻¹ dla t = 1 doba i 0,537 m³·mb⁻¹ dla t = 2 doby dla przypadku profilu 2 (brzeg nieprzepuszczalny) oraz
- $0,531 \text{ m}^3 \cdot \text{mb}^{-1}$ dla t = 1 doba i $0,536 \text{ m}^3 \cdot \text{mb}^{-1}$ dla t = 2 doby dla przypadku profilu 1 (brzeg ze swobodnym wypływem).

Retencję netto wyliczano z równania bilansu wody w profilu:

Retencja netto= $\Sigma P - \Sigma RUN OFF - \Sigma FLUX_{bottom} - \Sigma S_F = \Sigma I - \Sigma FLUX_{bottom} - \Sigma S_F$ (27a)

gdzie: *FLUX*_{bottom} – odpływ wody z profilu do wód podziemnych.

Obliczone wartości $\Sigma FLUX_{bottom}$ dla wariantu 2 (profil z brzegiem nieprzepuszczalnym) dla t = 1 doba i t = 2 doby wynosiły odpowiednio: 0,0012 m³·mb⁻¹ i 0,0025 m³·mb⁻¹.



Rys. 45. Infiltracja wody do profilu dla natężenia opadu $P = FLUX^{pot} = 10 \text{ mm} \text{ h}^{-1}$ **Fig. 45.** Infiltration into soil profile for precipitation rate $P = FLUX^{pot} = 10 \text{ mm} \text{ h}^{-1}$

4.4.3.2. Wariant z przegrodą chłonną

Ograniczone zdolności profilu do retencjonowania wody opadowej, co wykazały rezultaty wyżej przedstawionej symulacji, uzasadniają potrzebę znalezienia sposobów polepszenia tej zdolności. Jednym z nich jest wykonanie przegrody chłonnej, co schematycznie zostało zilustrowane w prawej, górnej części rysunku 42. Założono, że szerokość przegrody wynosi 0,4 m, a głębokość 0,8 m. Przyjęto ponadto, że przegroda będzie wykonana z piasku średniego o parametrach, jak następuje [143]:

 $k_s = 3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}, \ \theta_s = 0.365 \text{ cm}^{-3}, \ alpha = 0.034, \ n = 1.901, \ \theta_r = 0.004 \text{ m}^{-3} \cdot \text{cm}^{-3}, \ S_s = 10^{-7}.$

Symulowano wpływ położenia przegrody chłonnej na zdolności profilu do retencjonowania wody. Ilustrują to wyniki obliczeń przedstawione na rysunku 46. Przyjęto następujące oznaczenia:

przegroda chłonna nr 1 dla $0,0 \le x \le 0,4$ m; przegroda nr 2 dla $0,4 \le x \le 0,8,...$, przegroda nr 8 dla $2,8 \le x \le 3,2$ m.



Rys. 46. Wpływ położenia przegrody chłonnej ($k_s = 3,0 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$) na wielkość infiltracji wody do profilu glebowego dla opadu $P = 10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$

Fig. 46. Influence of the localization of absorptive barrier ($k_s = 3,0 \text{ m d}^{-1}$) on infiltration into soil profile for precipitation rate $P = 10 \text{ mm h}^{-1}$

Z otrzymanych rezultatów wynika, co następuje:

- wykonanie przegrody chłonnej może zwiększyć zdolności profilu do infiltracji wody o około 6% dla t = 1 doba i około 5% dla t = 2 doby,

- przegroda chłonna opóźnia o około 1 godzinę swobodny wypływ wody,

- położenie przegrody chłonnej ma wpływ na składowe przepływu i tak:

- bliższe prawej krawędzi położenie przegrody chłonnej powoduje zmniejszenie odpływu powierzchniowego *RUN OFF*, nie mniej prawie w tym samym stopniu wzrasta swobodny wypływ (węzeł 191). W efekcie retencja netto wody w profilu pozostaje praktycznie na tym samym poziomie, i tak dla przykładu, dla przegrody chłonnej nr 1 i nr 8 wynosi odpowiednio: 0,58296 m³·mb⁻¹ i 0,58342 m³·mb⁻¹ dla t = 1 doba oraz 0,58864 m³·mb⁻¹ i 0,58922 m³·mb⁻¹ dla t = 2 doby. Wartości te są jednakże o około 0,05 m³·mb⁻¹ tj. ponad 9% wyższe od wariantu bez przegród chłonnych (wariant wcześniej dyskutowany),

- obliczone wartości natężenia odpływu powierzchniowego *RUN OFF* dla profilu z przegrodą chłonną nr 1 i z przegrodą nr 8 wynosiły odpowiednio: 0,151 m³·d⁻¹·mb⁻¹ i 0,139 m³·d⁻¹·mb⁻¹ dla t = 1 doba oraz 0,151 m³·d⁻¹·mb⁻¹ i 0,139 m³·d⁻¹·mb⁻¹ dla t = 2 doby,

- obliczone wartości natężenia swobodnego wypływu $RS_F z$ profilu z przegrodą chłonną nr 1 i z przegrodą nr 8 wynosiły odpowiednio: 0,333 m³·d⁻¹·mb⁻¹ i 0,38 m³·d⁻¹·mb⁻¹ dla t = 1 doba i t = 2 doby.

4.4.3.3. Wariant z przegrodą chłonną nr 6 o różnej przewodności dla wody

W tym przypadku badano na drodze symulacji numerycznej wpływ przewodności hydraulicznej gruntu w przegrodzie chłonnej nr 6 na proces infiltracji wody do profilu. Rezultaty badań dla $k_s = 3$, 30 i 300 m·d⁻¹ przedstawiono na rysunku 47. Wynika z nich, że przewodność hydrauliczna tylko w niewielkim stopniu miała wpływ na składowe procesu infiltracji: ΣI , $\Sigma RUN OFF$, $\Sigma FLUX_{bottom} + \Sigma S_F$, natężenie swobodnego wypływu RS_F i natężenie odpływu powierzchniowego RUN OFF. Wynika to z danych zilustrowanych na rysunku 47, a szczególnie wyraźnie z danych zestawionych w tabeli 12.



Rys. 47. Wpływ przewodności hydraulicznej przegrody chłonnej nr 6 na infiltrację wody w profilu dla opadu $P = 10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$

Fig. 47. Influence of the hydraulic conductivity of absorptive barrier No 6 on infiltration into soil profile for precipitation rate $P = 10 \text{ mm h}^{-1}$

Tabela 12. Składowe procesu infiltracji w zależności od przewodności hydraulicznej k_s przegrody chłonnej nr 6

	k _s	Σ	EI	ΣRU	N OFF	ΣFLUX _b	$+\Sigma S_F$	R	S _F	RUN	N OFF
(n	$\mathbf{n} \cdot \mathbf{d}^{-1}$)	(m ³ ·	mb^{-1})	(m ²	$3 \cdot mb^{-1}$)	(m ³ ·	mb^{-1})	(m ³ ·d	$^{-1} \cdot mb^{-1}$)	(m ³ ·d⁻	$^{-1} \cdot mb^{-1}$
		1d	2d	1d	2d	1d	2d	1d	2d	1d	2d
	3	0,685	1.025	0,237	0,818	0,102	0,436	0,333	0,333	0,151	0,151
	30	0,687	1,033	0,234	0,81	0,107	0,447	0,339	0,339	0,15	0,15
3	300	0,689	1,036	0,232	0,807	0,108	0,449	0,34	0,34	0,15	0,15

Table 12. Elements of infiltration process, in dependence of hydraulic conductivity k_s of infiltration barrier No 6

Kolejny wariant, jaki został poddany symulacji, to przebadanie wpływu przewodności hydraulicznej k_s cienkiej warstwy powierzchniowej na proces infiltracji w profilu przy założeniu, że przegroda chłonna nr 6 i wspomniana warstwa mają tą samą przewodność hydrauliczną $k_s = 3$, 3 lub 300 m·d⁻¹.

4.4.3.4. Wpływ przewodności hydraulicznej przegrody chłonnej nr 6 i cienkiej powierzchniowej warstwy na proces infiltracji

Z danych omówionych w poprzednim rozdziale wynika, że przewodność materiału przegrody chłonnej w zakresie 3-300 m·d⁻¹ ma tylko znikomy wpływ na proces infiltracji. W związku z tym przeprowadzono badania, które powinny dać odpowiedź czy zmiana własności filtracyjnej w cienkiej warstwie powierzchniowej może polepszyć proces infiltracji. W tym wariancie przyjęto, że zarówno przegroda chłonna, jak i cienka 2 cm warstwa powierzchniowa profilu mają tą samą wartość k_s , a mianowicie 3, 3 lub 300 m·d⁻¹.

Rezultaty obliczeń przedstawiono na rysunku 48 i w tabeli 13.

Tabela	Składo	we procesu	infiltracji	w za	lleżności	od	przewoć	lności	hydrau	licznej	k_s	przegro	ody
chłonnej	j nr 6 i war	stwy powier	zchniowej										

Table 13. Elements of infiltration process, in dependence of hydraulic conductivity k_s of infiltration barrier No 6 and surface layer

$\frac{k_{\rm s}}{({\rm m}\cdot{\rm d}^{-1})}$	(m ³	ΣI $\cdot mb^{-1})$	ΣRU (m ³	N OFF $\cdot mb^{-1}$)	ΣFLUX (m	$X_{bottom} + \Sigma S_F$ $x^3 \cdot mb^{-1}$)	(m ³ ·c	RS_F $l^{-1} \cdot mb^{-1}$)	RU (m ³ ·c	N OFF $d^{-1} \cdot mb^{-1}$)
	1d	2d	1d	2d	1 d	2d	1d	2d	1d	2d
3*	0,685	1.025	0,237	0,818	0,102	0,436	0,333	0,333	0,151	0,151
3	0,722	1.076	0,2	0,767	0,127	0,476	0,347	0,347	0,148	0,148
30	0,735	1,12	0,186	0,723	0,143	0,521	0,377	0,378	0,14	0,14
300	0,767	1,26	0,154	0,585	0,176	0,661	0,484	0,484	0,112	0,112

* Rezultaty dla przegrody chłonnej nr 6 ($k_s = 3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$) i niezmienionej przewodności warstwy powierzchniowej $k_s = 0,197 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$



W tym przypadku wpływ przewodności na składowe procesu infiltracji jest bardziej wyraźny.

Rys. 48. Wpływ przewodności hydraulicznej przegrody chłonnej nr 6 i warstwy powierzchniowej na infiltrację wody dla natężenia opadu 10 mm·h⁻¹. Przez I^{*} oznaczono wyniki dla przypadku niezmienionej (tj. rodzimej) warstwy powierzchniowej ($k_s = 0,197 \text{ m·d}^{-1}$)

Fig. 48. Influence of the hydraulic conductivity of absorptive barrier No. 6 and surface layer on infiltration into soil profile for precipitation rate $P = 10 \text{ mm h}^{-1}$. Results for the native soil ($k_s = 0,197 \text{ m d}^{-1}$) of the surface layer (unchanged) is indicated by I^{*}

Kolejny wariant, jaki został poddany symulacji to przebadanie wpływu przewodności hydraulicznej k_s cienkiej warstwy powierzchniowej na proces infiltracji w profilu przy założeniu, że przegroda chłonna nr 8 ma przewodność hydrauliczną $k_s = 3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$. Badania te są omówione w kolejnym rozdziale.

4.4.3.5. Wpływ przewodności hydraulicznej cienkiej powierzchniowej warstwy na proces infiltracji w profilu z przegrodą chłonną nr 8 ($k_s = 3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$)

Rezultaty obliczeń przedstawiono na rysunku 49 oraz w tabeli 14. Wynika z nich, że przewodność hydrauliczna nawet w cienkiej (2 cm) warstwie powierzchniowej ma dość istotny wpływ na proces infiltracji. Do mniej więcej 15-16 godzin od rozpoczęcia opadów, profil jest w stanie całkowicie zmagazynować wodę opadową (P = 10 mm·h⁻¹). Później pojawia się już odpływ powierzchniowy (*RUN OFF*), a także swobodny wypływ wody przez brzeg (węzły 188-191). Wypływ ten występuje głównie w węźle 188 (na granicy z kolejnym niżej leżącym tarasem), a także w węźle 191 tj. na skarpie 2 cm poniżej poziomu terenu profilu. Procentowy udział węzła 188 w sumarycznym natężeniu swobodnego wypływu *RS_F* zależy od własności warstwy i jest tym mniejszy im większa jest przewodność warstwy powierzchniowej: – dla $k_s = 3 \text{ m·d}^{-1}$ udział ten wynosił 98,6%,

- dla $k_s = 30 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ udział ten wynosił 97,4%, dla $k_s = 300 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ udział ten wynosił 87,5%.



Rys. 49. Wpływ przewodności hydraulicznej warstwy powierzchniowej na infiltrację wody w profilu z przegrodą chłonną nr 8 ($k_s = 3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$), dla opadu $P = 10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$

Fig. 49. Influence of the hydraulic conductivity of surface layer on infiltration into soil profile with absorptive barrier No 8 ($k_s = 3 \text{ m d}^{-1}$), for precipitation rate $P = 10 \text{ mm h}^{-1}$

Tabela 14. Składowe procesu infiltracji w zależności od przewodności hydraulicznej k_s warstwy powierzchniowej i przegrody chłonnej nr 8 ($k_s = 3 \text{ m/d}$).

Table 14. Elements of infiltration process, in dependence of hydraulic conductivity k_s of srface layer and infiltration barrier No 8.

k_s (m·d ⁻¹)		ΣI	<u>S</u> RUN	OFF	$\Sigma FLUX_l$	$bottom + \Sigma S_F$	R	$2S_F$	RUN	N OFF
()	(m ³ ⋅n	$nb^{-1})$	(m ³ ·n	b^{-1})	(m ³ ·	mb^{-1})	$(m^3 \cdot d^{-1})$	$\cdot mb^{-1}$)	$(m^3 \cdot d^{-1})$	$\cdot mb^{-1}$)
	1d	2d	1d	2d	1d	2d	1d	2d	1d	2d
3	0,736	1,143	0,185	0,7	0,141	0,542	0,4	0,4	0,134	0,134
30	0,746	1,175	0,176	0,668	0,15	0,574	0,421	0,423	0,128	0,128
300	0,772	1,266	0,149	0,577	0,176	0,664	0,487	0,487	0,111	0,111

4.4.4. Wnioski

Z przeprowadzonych rozważań wynika co następuje:

- zaproponowany model matematyczny jest właściwym narzędziem dla symulacji infiltracji na omawianym obiekcie,
- tarasowe ukształtowanie stoku z przegrodami chłonnymi na poszczególnych tarasach może tylko nieznacznie poprawić zdolność obiektu do retencji wody opado-

wej. Przewodność hydrauliczna k_s gruntu przegrody chłonnej, o ile ta przewodność jest odpowiednio większa od gruntu rodzimego, ma znikomy wpływ na zdolność profilu. Świadczą o tym dane przedstawione na rysunku 47 i w tabeli 12,

- lepszym w świetle otrzymanych wyników symulacyjnych jest wariant z przegrodą nr 8 i zwiększoną przepuszczalnością warstwy powierzchniowej. Warstwa taka, nawet o małej grubości (2 cm), polepsza zdolności infiltracyjne profilu, a to może ograniczyć procesy erozyjne, w przypadku intensywnych opadów,
- koniecznym jest przeprowadzenie dalszych eksperymentów terenowych i symulacji matematycznych pod kątem bardziej efektywnych rozwiązań. Wspomniane eksperymenty powinny być ukierunkowane na lepsze rozpoznanie gleb pod kątem przewodzenia wody, i pomiar w warunkach *in situ* składowych procesu infiltracji.

4.5. Hydraulika stoku jako koryta zarośniętego

Jednym z podstawowych parametrów opisujących przyczyny erozji wodnej stoków jest prędkość przepływu spływających po nich wód. Ponieważ w przeważającej ilości wypadków stoki porośnięte są roślinnością (dziką lub uprawianą) przy opisie spływu wód opadowych nie da się pominąć tego zagadnienia. Pojawia się zatem problematyka hydrauliki koryt zarośniętych.

Badania hydrauliki koryt zarośniętych dotyczą następujących podstawowych zagadnień [14]:

- przepływu wielkich wód w korytach wielodzielnych, z uwzględnieniem wpływu sposobu użytkowania terenów zalewowych (łąki, pastwiska, zakrzaczenia, zadrzewienia) i stopnia ich zagospodarowania (płoty, żywopłoty, ogrodzenia, zabudowania);
- ruch wody z roślinnością wodną;
- przepływu w korytach umocnionych roślinnością i odporność tych koryt na erozję wodną;
- spływu po stokach;
- zastosowania roślinności w budownictwie wodnym.

Z punktu widzenia niniejszej pracy najbardziej istotną częścią powyższych zagadnień jest opis spływu wód po stokach, na których znajduje się roślinność. Stoki te, z punktu widzenia hydrauliki można opisywać jako koryta otwarte, o znacznej szerokości, wypełnione w części roślinnością.

W badaniach podstaw hydraulicznych obliczeń przepustowości koryt, w których roślinność występuje stale lub okresowo można wyróżnić [14]:

- polowe pomiary przepływu i prędkości oraz spadku zwierciadła wody;
- badania laboratoryjna, w których jest używana roślinność sztuczna lub naturalna, umieszczona w korycie;

- badania na specjalnie wykonanych obiektach polowych pełniących rolę modelu hydrauliczno-hydrobiologicznego;
- modelowanie matematyczne ruchu wody w korytach i weryfikacja modeli na podstawie danych z pomiarów polowych lub laboratoryjnych;
- obserwacje i pomiary prowadzone przez służby hydrologiczne.

Prędkość wody w naturalnym korycie otwartym, jakim jest bez wątpienia stok, zależy od spadku, napełnienia koryta (głębokości) oraz szorstkości jego dna. W przypadku występowania roślinności w korycie występuje w nim duże zróżnicowanie pól prędkości w kolejnych jego przekrojach. Zakres zmian jest ściśle związany z rozkładem masy roślinnej. Strefy martwe lub strefy, gdzie prędkość przepływu jest bardzo mała, występują obok stref o intensywnym ruchu wody, nawet wtedy, gdy spadek zwierciadła wody jest bardzo mały. Roślinność może zajmować różne części przekroju poprzecznego. Z tego powodu pionowy rozkład prędkości nie jest logarytmiczny, a na szerokości koryta może być bardzo niere-gularny. Roślinność jest jednym z najistotniejszych czynników wpływających na przepływ. Rośliny wodne, jak każda przeszkoda mechaniczna, kształtują układ strugi, kierunki przepływu, rozdzielanie się, zwężanie lub rozszerzanie strumieni, często w małych częściach przekroju poprzecznego. Z jawiska te powodują, że ruch wody ma zawsze charakter ruchu przestrzennego [14,22,66].



Rys. 50. Przykładowy wykres tachoidy [5], $v_{pow.}$ – prędkość powierzchniowa, $v_{maks.}$ – prędkość maksymalna, $v_{sr.}$ – prędkość średnia w pionie, v_x – prędkość na głębokości x, v_d – prędkość denna **Fig. 50.** The example of velocity distribution in open channel [5], $v_{pow.}$ – surface velocity, $v_{maks.}$ – maximal velocity, $v_{sr.}$ – average velocity in vertical intersection, v_x – velocity at x depth, v_d – bottom velocity

W przekroju poprzecznym największa prędkość panuje w nurcie strumienia przepływowego, zmniejszając się w kierunku jego brzegów i dna na skutek zwię-

kszającej się siły tarcia. Układ prędkości wody w przekroju poprzecznym obrazują krzywe jednakowych prędkości, tzw. *tachoidy* (rys. 50). Z ich wykresu można określić średnią prędkość wody w korycie, prędkość wody przy dnie, a także pośrednio prędkość przepływu.

Rozkład prędkości w pionie zależy od rzeźby dna, roślinności wodnej, zjawisk lodowych, a także wiatru [4,5].

W praktyce do obliczeń średniej prędkości przepływu najczęściej stosowane są wzory Manninga i Darcy-Weisbacha, które powstały przez zastąpienie współczynnika prędkości *c* ze wzoru Chezy [152] następującymi wyrażeniami [66,84,152]:

$$c = \frac{1}{n} R^{\frac{1}{6}}$$
(28)

lub
$$c = \sqrt{\frac{8g}{\lambda}}$$
. (29)

Otrzymane w ten sposób wzory mają następującą postać [152]:

- wzór Manninga

$$v = \frac{1}{n} R^{\frac{2}{3}} J^{\frac{1}{2}}$$
(30)

- wzór Darcy-Weisbacha

$$v = \frac{1}{\sqrt{\lambda}} \sqrt{8gRJ} , \qquad (31)$$

w których: n – współczynnik szorstkości (m^{-1/3}), R – promień hydrauliczny (m),

$$R = \frac{F}{U},$$

gdzie: F – pole powierzchni przekroju poprzecznego (m²), U – obwód zwilżony (m), J – spadek hydrauliczny (-), α - współczynnik oporu (-), g – przyspieszenie ziemskie (m·s⁻²).

W korytach naturalnych w każdym punkcie przekroju poprzecznego występuje inna prędkość przepływu. Wśród najbardziej istotnych powodów tego zróżnicowania można wymienić:

- - zmienną na szerokości koryta głębokość wody w pionach,
- zróżnicowaną szorstkość w poszczególnych częściach obwodu zwilżonego,
- - stopień koncentracji przekroju, wyrażony stosunkiem B/t_{sr} .

W przypadku koryt porośniętych trawą (rys. 51), który był przedmiotem dyskusji Gourley'a [32] rozkład prędkości oparty na wynikach badań przeprowadzonych w korycie o laboratoryjnym o spadku od 5% do 7% dowodzi, że:

- gdy roślinność jest zatopiona, to w pionowym rozkładzie prędkości formują się trzy charakterystyczne cechy: w dolnej części tachoidy prędkość jest prawie stała, w górnej części tachoidy – jej rozkład jest logarytmiczny ze znacznym gradientem, w strefie przejściowej, na wysokości wierzchołków traw, rozkład prędkości jest również logarytmiczny lecz jej zmiany przy dużych spadkach hydraulicznych są płynne, a przy małych występuje załamanie;
- przy danym spadku, w strefach przejściowej i górne wartości stosunków *log* y/v (gdzie y jest prędkością położenia punktu nad dnem koryta) przedstawiające nachylenie profilu prędkości były prawie niezależne od natężenia przepływu wody, tylko w przypadkach bardzo małych głębokości obserwowano wyjątki od tej reguły;
- spadek hydrauliczny należy traktować jako zmienną niezależną określającą charakter ruchu, ma on szczególnie wyraźny wpływ na ruch wody przy mniejszych wysokościach roślinności,
- wysokość t warstwy zajętej przez roślinność w strumieniu wody była związana z wielkością vRJ w badanych przypadkach [32,152].





Fig. 51. Distribution of velocity v and stress τ in stream depth: 1 – in scrub channel, 2 – in clear channel, τ_d – stress as effect of velocity gradient, τ_r – stress as the effect of friction between water and plant, v_p – average velocity in vertical intersection [14]

Generalnie jednak największa prędkość nie panuje na powierzchni, ale w pewnej głębokości pod zwierciadłem, wody natomiast przy dnie występuje najmniejszą prędkość. Kształt tachoidy obrazującej rozkład prędkości może

przyjmować różne kształty, zależnie od charakteru koryta, warunków przepływu, konfiguracji dna itd. (rys. 52) [66].



Rys. 52. Przykładowe kształty tachoid: a) przepływ swobodny nad powierzchnia gładką (1) i szorstką (2), b) przepływ pod lodem (1) oraz przepływ pod lodem z podbitką śryżową (2), c) przepływ przy zarastaniu, d) przepływ nad formami dennymi [5]

Fig. 52. The various examples of tachoids: a) free stream flow over the smooth (1) and rough surface (2), b) stream flow under the ice cover (1) and under the ice cover with slush ice basement (2), c) flow in condition of plant growth, d) flow over the bottom forms [5]

Opory przepływu kształtowane są przez wiele czynników [121], z których najważniejsze to:

- tarcie zewnętrzne wynikające z szorstkości gruntu, w jakim uformowane jest koryto cieku,
- nieregularność brzegów i dna koryta,
- zmienność wymiarów i kształtów przekrojów poprzecznych,
- lokalne przeszkody,
- roślinność wodna i brzegowa,
- nieregularność i krzywizny trasy przepływu [152].

Całkowity opór przepływu jest sumą oporów cząstkowych wynikających z oddziaływania wyżej wymienionych czynników, przy czym udział poszczególnych czynników jest zróżnicowany. Powodem tego zróżnicowania są przede wszystkim zmiany ukształtowania cieku i własności morfologicznych jego koryta na poszczególnych odcinkach lub w rozpatrywanych przekrojach poprzecznych. Wpływ poszczególnych czynników zmienia się również w zależności od napełnienia koryta, a także sezonowo w wyniku wegetacji roślin. Przy określaniu wartości współczynników charakteryzujących opory ruchu można skorzystać z różnych metod, z których najczęściej stosowane polegają na:

- doborze wartości współczynników z odpowiednich pozycji w tabelach na podstawie opisu cech charakteryzujących koryto,
- obliczeniu wartości współczynników ze wzorów empirycznych,
- wykorzystaniu wyników wcześniejszych pomiarów hydrometrycznych [152].

W korytach z okrywą trawiastą i roślinnością szuwarową sposób kształtowania się oporów i warunków przepływu dzieli się na trzy obszary ruchu wody, który jest związany ze sposobem oddziaływania roślin na pole prędkości przepływu [14].

<u>Pierwszy obszar</u> – (rys. 53) głębokość strumienia *h* jest mniejsza od wysokości roślin *l*, nawet pochylonych przez wodę h < l. Lokalna prędkość zależy wtedy głównie od zagęszczenia roślin. Gdy głębokość strumienia zwiększa się do wartości powodującej przygięcie roślin, średnia prędkość wody zwiększa się tylko nieznacznie, gdyż zwiększają się opory ruchu [14].



Rys. 53. Roślinność wyprostowana, woda przepływająca między łodygami nie powoduje ich odchylania [14]

Fig. 53. The straight plants. Water flowing between stalks doesn't create their inclination [14]

<u>Drugi obszar</u> – (rys. 54) głębokość strumienia jest większa niż wysokość roślin, nawet pochylonych przez wodę h>l. Łodygi roślin znajdują się poniżej zwierciadła wody, falują w wyniku oddziaływania turbulencji przepływu powodującej zmienność sił unoszenia i tarcia. Struktura zbiorowiska roślin staje się mniej ważna jako element szorstkości, gdyż łodygi są lepiej "ułożone" wzdłuż drogi przepływu. Gdy głębokość wody zwiększy się, zmniejsza się grubość *t* strefy przydennej zajętej przez roślinność i następuje duży przyrost średniej prędkości wody. Parametry zbiorowiska roślin decydujące o oporach przepływu w tym obszarze ruchu to liczba łodyg, ich zagęszczenie w wodzie i długość. Średnica i sztywność łodyg mogą być traktowane jako parametry drugorzędne [14].



Rys. 54. Roślinność pochylona pod naporem wody [14] **Fig. 54.** Plants inclined by the water flow [14]

<u>Trzeci obszar</u> – (rys. 55) głębokość strumienia jest dużo większa od wysokości warstwy roślinnej h >> t. Rośliny są silnie przygięte – powoduje to zmniejszanie grubości roślinnej okrywy dna t. Przepływ przez coraz cieńszą i bardziej zagęszczoną warstwę roślinności nie ma prawie żadnego znaczenia w całkowitym przepływie wody. Woda płynie głównie ponad roślinnością, a wartość współczynnika szorstkości n zbliża się do wartości stałej, która zależy od grubości i struktury warstwy roślin przyciśniętych do dna [14].





Fig. 55. Plants squeezed to the bottom. Above the plants flow goes as in clear channel [14]

W pierwszym i drugim obszarze ruchu opory hydrauliczne oraz prędkość i głębokość, przy których następuje przejście z jednego do drugiego obszaru zależą od geometrycznych i mechanicznych charakterystyk i zagęszczenia roślin. W trzecim obszarze ruchu badania i teoretyczny opis oporów hydraulicznych jest najłatwiejszy, ponieważ na rozkład prędkości wpływa szorstkość warstwy roślinnej [14].

Roślinność średnia i wysoka w inny sposób wpływa na opory przepływu. Roślinność ta ma na ogół dużą sztywność, dlatego zaburzenia przepływu przez nią powo-

dowane wynikają z oporów kształtu przy opływie strug wody wokół całej rośliny lub pojedynczych jej elementów: łodyg, gałęzi lub pnia. Do tego typu roślinności zliczamy: krzewy i drzewa oraz sztywną roślinność szuwarową (trzciny) [152].

W poszukiwaniach rozwiązania zagadnienia wpływu szorstkości na prędkość przepływu wprowadzono pojęcie szorstkości bezwzględnej Δ , mierzonej jako wysokość występów w dnie (rys. 56). Oprócz szorstkości bezwzględnej rozróżnia się jeszcze szorstkość względną, która jest stosunkiem szorstkości absolutnej do promienia hydraulicznego Δ/R , oraz odwrotność tej wielkości zwaną współczynnikiem gładkości [66].



Rys. 56. Graficzne przedstawienie szorstkości bezwzględnej **Fig. 56.** Graphical representation of the absolute roughness

W związku z wprowadzeniem tego pojęcia powstało kilka formuł empirycznych, które pozwalają na obliczenie średniej prędkości przepływu w korycie rzeki. Jednym z nich jest wzór Agroskina [66,14]:

$$c = 17,72(K + \lg R) \tag{32}$$

$$K = 0,5A - \Delta , \tag{33}$$

gdzie: A – stały współczynnik (-), Δ – szorstkość bezwzględna (m).

Ze względu na trudności w określaniu wartości Δ Agroskin ustalił zależność między *K* a współczynnikiem szorstkości *n* [66]:

$$K = \frac{0,0564}{n} \,. \tag{34}$$

Wówczas wzór ten przyjmuje postać:

$$c = \frac{1}{n} + 17,72 \lg R , \qquad (35)$$

Wartości γ , *n*, *K* dla koryt naturalnych można odczytywać z tabeli 15 [66]. Kolejną wykorzystywaną formułą jest wzór Martineca [66]:

,

$$c = 17,72 \left(\log \frac{R}{d_{50\%}} + A' \right), \tag{36}$$

gdzie: $d_{50\%}$ - średnica uziarnienia dna odpowiadająca 50% na krzywej przesiewu zakładając $\Delta = d_{50\%}$, *A*'- wartość ustalona na podstawie badań (A' = 0,77)

Do obliczeń przepustowości koryt o zróżnicowanej szorstkości fragmentów U_i obwodu zwilżonego U, stosowane są zastępcze wartości charakterystyk szorstkości [2,14,66],

gdzie
$$U = \sum_{i=1}^{N} U_i$$

Bardziej ogólnie wyrażenie do obliczania zastępczej wartości współczynnika Manninga otrzymał Denisenko [14] po zastosowaniu wzoru Pawłowskiego (36a) na współczynnik Chezy'ego [152] przy obliczaniu średnich prędkości w całym przekroju i w jego wydzielonych *N* częściach [14]. Wzór ma postać (36a):

$$C = \frac{1}{n} R^{Y}$$
(36a)
$$n = \left[\frac{\sum_{i=1}^{N} U_{i} n_{i}^{1/(0,5+y)}}{U}\right]^{0,5+y},$$
(37)

gdzie: y=f(R,n)– wykładnik potęgowy. Zakładając, że y=0, otrzymamy wzór [14]:

$$n = \left[\frac{\sum_{i=1}^{N} U_{i} n_{i}^{2}}{U}\right]^{1/2}.$$
(38)

Wzór ten jest znany w literaturze pod nazwą wzoru Einsteina-Banksa lub wzoru Pawłowskiego [14].

Tabela 14. Wartości współczynników szorstkości n i γ oraz K dla naturalnych łożysk oraz obszarów zalewowych [66]

Charakter łożyska Character of river-bed	Ganguillet- Kutter <i>n</i>	Agroskin $K = \frac{0,0564}{n}$
Naturalne ziemne koryta w wyjątkowo dobrych warunkach, zupeł- nie czyste, proste, ze swobodnym przepływem Natural ground river-beds at very good conditions, quite pure, straight, with free flow	0,025	2,256
Koryta rzek typu nizinnego, szczególnie koryta wielkich i średnich rzek o dobrych warunkach przepływu wody i dobrym stanie łożyska River-beds of lowland type, especially of great and medium rivers with a good flow and bed	0,033	1,692
Dość czyste koryta rzek nizinnych, prowadzących stale wodę, ser- pentynujących lub prostych, jednak z zaburzeniami Quite pure lowland river-beds, with current water flow, hairpin bends or straights, but with disturbances	0,040	1,410
Koryta wielkich i średnich rzek średnio zanieczyszczone serpenty- nujące, częściowo zarośnięte, River-beds medium polluted hair pin bends, partly brushes	0,050	1,128
Koryta okresowe czynnych ścieków, bardzo zanieczyszczone oraz serpentynujące; obszary zalewowe wyraźnie zarośnięte, nierówne Beds with temporalery active wastewaters, very polluted and hair pin bends: flooded areas with brushes	0,067	0,846
Rzeki i obszary zalewowe bardzo zarośnięte (z powolnym przepły- wem wody), z dużymi, głębokimi wybojami Rivers and flooded areas with dense brushes (very slow flow), great and deep bumps	0,080	0,705
Obszary zalewowe jak wyżej, lecz z bardzo nieregularnymi uko- śnymi kierunkami strug, z łachami; koryta górskie Areas as above but with not regular diagonal squirts(jets) directions, with river and mountain beds	0,100	0,564
Rzeki typu bagiennego; obszary zalewowe pokryte lasem, z dużymi obszarami wody stojącej, z miejscowymi jeziorami Rivers of boggy types, flooded areas with forests, with stagnant waters, lakes	0,133	0,423
Potoki unoszące prawie same rumowiska; obszary zalewowe Streams with rubbles, flooded areas	0,200	0,282

Table 14. Values of the roughness coefficients n, γ and K for the natural channels and flooding areas [66]

Obok wymienionych wzorów, stosowana jest także formuła Lottera przedstawiająca się w następujący sposób [14]:

$$n = \frac{UR^{5/3}}{\sum_{i=1}^{N} \left(\frac{U_i R_i^{5/3}}{n_i} \right)} .$$
 (39)

Znane są ponadto wzory [14]:

Dulnieva

$$n = \frac{n_1 n_2 \dots n_i (U_1 + U_2 + \dots + U_i)}{U_1 n_1 + U_2 n_2 + \dots + U_i n_i}$$
(40)

Šiperko

$$n = \frac{n_1 n_2}{\sqrt{\frac{U_1 n_2^2 + U_2 n_1^2}{U}}} , \qquad (41)$$

gdzie: n_i , U_i , R_i – odpowiednio współczynnik szorstkości, obwód zwilżony i promień hydrauliczny fragmentu koryta, n, U, R – odpowiednio współczynnik szorstkości, obwód zwilżony i promień hydrauliczny koryta złożonego.

Badania laboratoryjne

Powyższy przegląd literatury wskazuje jak złożonym zagadnieniem jest prawidłowe wyznaczenie współczynnika szorstkości *n*. Wydaje się, że pomimo szeregu prac z tej dziedziny zagadnienie to wydaje się wciąż otwarte. W związku z tym autorzy [127] podjęli próbę wyznaczenia współczynnika szorstkości dla koryta o założonym sztywnym wypełnieniu, symulującym obecność roślin od stosunkowo twardych łodygach, jak np. uprawy zbożowe, powszechnie występujące na terenie obiektu "Olszanka". Przeprowadzone badania laboratoryjne z pewnością nie wyczerpują podjętego zagadnienia, mogą jednak stanowić przyczynek do jego dalszego badania.

Do badań laboratoryjnych wykorzystano własne stanowisko badawcze. W przypadku badań współczynnika szorstkości ze stanowiska zdemontowano wentylator, tzw. kierownicę powietrza oraz uszczelnienia foliowe. Na dnie koryta przepływowego umieszczono płytę z tworzywa sztucznego z nawierconymi otworami, w które wsunięto pręty stalowe symulujące obecność roślin o sztywnych łodygach. Parametry płyty przedstawiono poniżej na rysunku 57.



Rys. 57. Schemat ideowy płyty z nawierconymi otworami. Wymiary podane w (cm) **Fig. 57.** The scheme of bottom plate with bored holes. All dimensions in (cm)

Zastosowane pręty stalowe miały średnicę 2 mm oraz wysokość 30 mm ponad płytę denną.

Badanie symulujące oddziaływanie roślin na płynąca wodę w korycie otwartym podzielono na dwa warianty – pomiary bez i z obecnością prętów stalowych.

Stanowisko pomiarowe

Stanowisko pomiarowe wykonane zostało na Wydziale Inżynierii Budowlanej i Sanitarnej w Laboratorium Mechaniki Płynów Katedry Zaopatrzenia w Wodę i Usuwania Ścieków (rys. 58). Było ono również wykorzystywane do badań wpływu wiatru na parametry przepływu w korytach otwartych – rozdział 4.6.

W skład stanowiska weszły: koryto otwarte (1), przymiar liniowy do pomiaru głębokości wody w korycie (2), zawór do regulacji natężenia przepływu (3), siatki stabilizujące przepływ (4), urządzenie do zmiany kąta pochylenia koryta (5), pompa (6), zestaw rotametrów (7), przewody transportujące wodę do koryta (8), zbiornik wody (9), tzw. kierownica strumienia powietrza (10), rękaw płócienny (11), wentylator (12), anemometr do pomiaru prędkości przepływającego powietrza w wybranych punktach pomiarowych (13).

Parametry elementów stanowiska:

- koryto otwarte długość/wysokość 3/0,145 m, szerokość wewnętrzna 8 cm, zmierzony spadek 3%,
- rękaw płócienny długość 1 m, średnica 80 mm,
- kierownica sterująca ruchem powietrza wlotowego wysokość 0,28 m, szerokość wew. 0,08 m, długość 0,35 m,

- zawór do regulacji natężenia przepływu zawór zaporowy, gwintowy, z grzybkiem, średnica ø 50,
- dwa rotametry niemieckiej firmy ROTA o zakresie pomiarowym: 0-100 dm³·min⁻¹, oraz 0-68 dm³·min⁻¹, dla wody o temp. 20°C,
- przewód zasilający pompę stal ø 80,
- przewód transportujący wodę do *koryta* stal Ø 80, stal Ø 50, przewód elastyczny – guma zbrojona Ø 50,
- wentylator typ: LRHM 100/1W, wydajność: 0,042/0,128 m³·h⁻¹, prędkość obrotowa: 2900 min⁻¹, moc 0,15 kW,
- miernik prędkości przepływu powietrza plus sonda typ TESTO 435 o temperaturze pracy od 0-50°C,
- folia pokrywająca koryto (ograniczająca pole przekroju przepływu powietrza) grubość 0,012 mm PE-LD,
- zbiornik wody obiegowej pojemność 1 m³.



Rys. 58. Schemat stanowiska pomiarowego wykorzystywanego w pomiarach rozdział 4.5 i 4.6 **Fig. 58.** The scheme of measurement kit, used in measurement for chapter 4.5 and 4.6

Wariant I

W wariancie tym do koryta wprowadzono jedynie dodatkowa płytę denną z nawierconymi otworami o średnicy 2 mm, przedstawioną na rysunku 57. Koryto ustawione było ze spadkiem 3%.

Pomiary prowadzono w zamkniętym układzie cyrkulacji wody, stąd jej temperatura rosła w trakcie prac od 16 do 22°C. Po uruchomieniu pompy, za pomocą zaworu regulacyjnego ustalano wydatek objętościowy przepływu w korycie. Po ustabilizowaniu przepływu, za pomocą aparatu fotograficznego rejestrowano napełnienie koryta. Dodatkowo mierzono prędkość powierzchniową przepływającej w korycie wody. W trakcie pomiarów realizowano 6 serii pomiarowych dla każdego z ustabilizowanych wydatków. Wyniki pomiarów przedstawiono na rysunkach 59 i 60.



Rys. 59. Prędkość powierzchniowa (po lewej) i średnia (po prawej) w zależności od wydatku dla pomiarów z płytą bez prętów stalowych

Fig. 59. Surface (left) and average (right) velocity in dependence of discharge of water, in presence of bottom plate without steel rods



Rys. 60. Zestawienie porównawcze uzyskanych prostych regresji – prędkość średnia (u dołu) i prędkość powierzchniowa (u góry) dla pomiarów z płytą bez prętów stalowych
Fig. 60. Comparison between obtained regression lines – average (below) and surface velocity (above) for measurements in condition of presence of bottom plate without steel rods

Obserwując przedstawione wykresy zauważa się większe nachylenie prostej obrazującej prędkość powierzchniową od prostej dla prędkości średniej. Prędkość powierzchniowa rośnie zatem szybciej niż prędkość średnia. Należy jednak zwrócić uwagę, że zastosowana metodyka z przepływającą łódeczką była niedoskonała i wyniki uzyskiwane z jej pomocą należy traktować jako wartości przybliżone. Dodatkowym utrudnieniem przy prowadzeniu pomiarów była ich realizacja w warunkach ruchu podkrytycznego. Parametry techniczne stanowiska uniemożliwiały rozszerzenie pomiarów o ruch nadkrytyczny.

Na podstawie uzyskanych zależności pomiędzy prędkością średnią, napełnieniem koryta i wydatkiem objętościowym było wyznaczenie współczynnika szorstkości ze wzoru Chezy-Manninga:

$$n = \frac{\sqrt[3]{R_h^2} \sqrt{i}}{v} , \qquad (42)$$

gdzie: R_h - promień hydrauliczny (m), *i* – spadek koryta (%), *v*– średnia prędkość wody w korycie (m·s⁻¹).

Współczynnik ten wahał się w granicach od 0,009302 do 0,011276 a jego wartość średnia wyniosła $n_{sr} = 0,010181$, przy odchyleniu standardowym 0,001161. Wartość tego współczynnika wg danych literaturowych [14,33] odpowiada:

- 0,010 dobrze wygładzonym deskom, wyprawie z czystego cementu,
- 0,011 zaprawie cementowej, nowym rurom krzemionkowym, żeliwnym i stalowym, wygładzonym ściankom żelbetowym, pokrytych warstwą ochronną,
- 0,010-0,012 1ód (powstały przy prędkości wody > $0,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$).

Wariant II

W wariancie tym do wywierconych w płycie otworów wprowadzono pręty stalowe o długości 3 centymetrów. Pomiarów dokonywano w sposób analogiczny do przedstawionego powyżej.

Wyniki dokonanych pomiarów laboratoryjnych przedstawiono na rysunkach 61 i 62. Podobnie jak w wariancie I badano prędkość powierzchniową i średnią w korycie.



Rys. 61. Prędkość powierzchniowa (po lewej) i średnia (po prawej), w zależności od wydatku, dla pomiarów z płytą z prętami stalowymi

Fig. 61. Surface (left) and average (right) flow velocity in dependence of discharge of water, in presence of bottom plate with steel rods

Podobnie jak w wariancie I porównując powyższe wykresy można zauważyć, że prędkość powierzchniowa jest zauważalnie większa od prędkości średniej, wyliczanej na podstawie wydatku i napełnienia. Wielkość tych różnic (pomiędzy prędkościami powierzchniowymi i średnimi) pozostaje zbliżona w warunkach koryta wypełnionego elementami symulującymi obecność roślin.



Rys. 62. Zestawienie porównawcze uzyskanych prostych regresji – prędkość średnia (u dołu) i prędkość powierzchniowa (u góry) dla pomiarów z płytą wyposażoną w pręty stalowe
Fig. 62. Comparison between obtained regression lines – average (below) and surface velocity (above) for measurements in condition of presence of bottom plate with steel rods.

Różnice pomiędzy mierzonymi prędkościami w warunkach dla koryta wypełnionego elementami symulującymi roślinność i bez tych elementów przedstawiono w tabeli 15.

Tabela 15. Zakres prędkości powierzchniowej i średniej w korycie, przy braku i z obecnością elementów symulujących obecność roślin. Badano ten sam zakres wydatków objętościowych **Table 15.** Range of the surface and average flow velocity in channel armed with bottom plate with and without steel rods – comparison at the same discharge of water.

Prędkość, Velocity	powierzchniowa surface (m·s ⁻¹)	średnia average (m·s ^{−1})							
Przepływ bez prętów, Flow without rods									
minimalna	0,954	0,651							
maksymalna	1,238	0,783							
Przepływ z prętami, Flow with rods									
minimalna	0,559	0,288							
maksymalna	0,765	0,398							

Obecność elementów symulujących rośliny wyraźnie wpłynęła na zmniejszenie prędkości zarówno powierzchniowych jak i średnich.

Podobnie jak w wariancie I podjęto również próbę określenia współczynnika szorstkości. Zastosowano w tym celu analogiczną do opisanej powyżej metodykę. War-

tość tego współczynnika wahała się w granicach od 0,019 do 0,024 a jego wartość średnia wyniosła $n_{sr} = 0,021$, przy odchyleniu standardowym 0,002. Wyznaczonej wartości współczynnika *n*, wg danych literaturowych odpowiada [14,33]:

- 0,019-0,023 - skała częściowo obrobiona, tunele skalne,

- 0,020-0,025 – ściany z grubego kamienia lub bruku, kanały wyciosane w skale.

Napełnienie koryta

W trakcie pomiarów zwrócono również uwagę na kształtowanie się napełnienia w korycie w zależności od wydatku. Wyniki pomiarów przedstawiono na rysunkach poniżej.



Rys. 63. Napełnienie w zależności od wydatku, w korycie bez (po lewej) i w obecności (po prawej) elementów symulujących obecność roślin

Fig. 63. Stream depth in dependence on discharge of water, in channel without (left) and with (right) elements simulating the plant presence



Rys. 64. Zestawienie porównawcze uzyskanych prostych regresji – napełnienie w zależności od wydatku w korycie z elementami (u góry) i bez elementów symulujących obecność roślin (u dołu) **Fig. 64.** Comparison between obtained regression lines – stream depth in dependence of water discharge with (below) and without (above) elements simulating the plant presence
Można zaobserwować, że nachylenie obu zestawionych prostych jest zbliżone. Świadczy to o zbliżonym przyroście napełnienia w zależności od wydatku zarówno w korycie pozbawionym elementów symulujących obecność roślin jak i z tymi elementami. Mimo tego różnica w wysokości napełnienia koryta jest znacząca.

Warto tu wspomnieć, iż badania przeprowadzane przez Palmera [22] wykazują zależność mówiącą o spadku szorstkości wraz ze wzrostem natężenia przepływu. Dokonane w pracy pomiary pozwalają się z tym zgodzić jedynie wtedy, kiedy bierze się pod uwagę tylko pierwszy i ostatni pomiar, przy przepływie w korycie z elementami symulującymi roślinność, a i tu różnica jest niemal znikoma. Wynika to być może ze zbyt dużej sztywności elementu zastosowanego do symulowania roślinności. Badania zostały uszczuplone o symulacje opadu deszczu, który wg badań powoduje zwiększenie współczynnika szorstkości. Savat [22] twierdził jednak, że oddziaływanie to maleje w miarę zwiększania stopnia turbulencji lub nachylenia zbocza.

4.6. Wpływ wiatru na prędkość przepływu w korycie otwartym

Podczas ruchu płynu lepkiego powstają naprężenia styczne, jako opory odkształceń jego elementów. Wartość tych oporów zależy od prędkości zmiany kształtów elementów płynu i jego rodzaju [39]. Bezpośrednim rezultatem powstających naprężeń są zmiany rozkładu prędkości w korytach otwartych. Na element płynu lepkiego w ruchu, oprócz sił objętościowych, działają siły powierzchniowe o składowej normalnej i stycznej. Pod tym względem interesujący wydaje się aspekt oddziaływania na powierzchnię wody wiatru wiejącego w kierunku równoległym do niego.

W przypadku płynów rzeczywistych do opisu powyższego zagadnienia stosuje się równanie Naviera-Stokesa. Pozwala ono na określenie rozkładu prędkości w korytach przepływowych przy znanych obu warunkach brzegowych i początkowych.

Równanie ruchu płynu doskonałego o ogólnej postaci przedstawia wzór [33,82,98,115]:

$$\iiint_{V} \rho \frac{dv}{dt} dV = \iiint_{V} \rho F_{m} dV + \iint_{A} p_{A} dA.$$
(43)

W wyniku przekształcenia otrzymuje się inną postać tego wzoru [33,98]:

$$\iiint_{V} \left[\rho \frac{dv}{dt} - \rho F_{m} - \left(\frac{\partial p_{Ax}}{\partial x} + \frac{\partial p_{Ay}}{\partial y} + \frac{\partial p_{Az}}{\partial z} \right) \right] dV = 0 \quad . \tag{44}$$

Z przekształcenia: $\iint_{A} \implies \iiint_{V}$ według Gausa-Ostrogradskiego otrzymuje za wzgladu na dowolność obiotoćci osłkowanie V [27, 08]:

się, ze względu na dowolność objętości całkowania V [37, 98]:

$$\frac{dv}{dt} = F_m + \frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial p_{Ax}}{\partial x} + \frac{\partial p_{Ay}}{\partial y} + \frac{\partial p_{Az}}{\partial z} \right).$$
(45)

Ostatni człon oznacza tu wektor sił powierzchniowych (tj. sił normalnych i stycznych). Jest to tzw. równanie pędu w naprężeniach, które można zapisać w postaci trzech równań skalarnych [37,98]:

$$\rho \frac{dv_x}{dt} = \rho X + \frac{\partial p_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z}$$

$$\rho \frac{dv_y}{dt} = \rho Y + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial x} + \frac{\partial p_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial z}$$

$$\rho \frac{dv_z}{dt} = \rho Z + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial y} + \frac{\partial p_{zz}}{\partial z}$$

$$46)$$

Wektor $p_{A,x,y,z}$ jest wyrażony za pomocą dziewięciu wyrażeń tworzących tensor naprężeń powierzchniowych. Symbolem p są tu oznaczone naprężenia normalne, natomiast symbolem τ – naprężenia styczne [33,82,98,115].

W wyniku zastosowania analizy tensorowej i po szeregu przekształceniach otrzymuje się równanie Naviera-Stokesa, czyli równanie ruchu (zachowania pędu), w postaci uproszczonej [37,98]:

$$\frac{dv}{dt} = F_m - \frac{1}{\rho} gradp + v\nabla^2 v \,. \tag{47}$$

Postać ta dotyczy płynów nieściśliwych, tj. gdy ρ = const. oraz dla stałej lepkości kinematycznej ν = const.

Potencjalny rozkład prędkości wody spływającej w korycie otwartym można przedstawić zgodnie z rysunkiem 65.

Na rysunku tym widoczna jest zmiana rozkładu prędkości w wyniku oddziaływania wiatru wiejącego równolegle do przepływu wody. Zmiana rozkładu prędkości musi być związana ze zmianą wysokości napełnienia oraz tzw. prędkości średniej definiowanej jako

$$v_{sr} = \frac{1}{F} \int_{F} v_i dF \,. \tag{48}$$

gdzie: F – przekrój poprzeczny strumienia przepływu, v_i – prędkości w każdym punkcie przekroju.



Rys. 65. Przykładowe rozkłady prędkości w korycie otwartym w warunkach braku oraz przy występowaniu wiatru o kierunku równoległym do przepływu wody **Fig. 65.** The example of velocity distribution without and with the wind existence of direction parallel to water flow

W praktyce inżynierskiej wykorzystuje się często inny sposób uśrednienia prędkości – poprzez wydatek objętościowy [np. 133]:

$$v_{\acute{s}r} = \frac{Q}{F} \,, \tag{49}$$

gdzie Q – wydatek objętościowy strumienia.

Zakładając, że wydatek objętościowy strumienia pozostaje niezmieniony, w przypadku oddziaływania nań strumienia wiatru, musi to prowadzić do zwiększenia pola przekroju poprzecznego strumienia. W przypadku spływu wody po stokach lub w dolinach spływowych prowadzi to do wzrostu głębokości strumienia.

Równanie Naviera-Stokesa, umożliwia określenie zwiększenia tej głębokości jedynie pod warunkiem wprowadzenia do niego wartości interakcji pomiędzy przepływającym powietrzem i wodą. Dokonana przez autorów analiza literaturowa wykazała daleko idącą niedoskonałość oszacowania tych wartości. W związku z powyższym podjęto próbę laboratoryjnego wyznaczenia oddziaływania wiatru wiejącego w kierunku równoległym do przepływu strumienia na prędkość średnią przepływającej wody.

Realizacja pomiarów

Do realizacji pomiarów wykorzystano stanowisko, przedstawione na rysunku 58 (rozdział 4.5) Koryto przepływowe nie zawierało żadnych elementów symulujących obecność roślin. Dodatkowo w trakcie pomiarów wykorzystywano przedstawiony na rysunku 58 wentylator z układem doprowadzającym powietrze. Przepływ powietrza wzdłuż koryta pomiarowego uzyskano poprzez jego szczelne przykrycie folią PE LD. Głębokość napełnienia koryta rejestrowano za pomocą cyfrowego aparatu fotograficznego Sony DSC. Różne prędkości powietrza uzyskiwano poprzez dławienie przepływu w obrębie płóciennego rękawa doprowadzającego powietrze do koryta.

Na podstawie otrzymanych wyników i zdjęć określano zależności prędkości przepływającego powietrza od prędkości płynącej cieczy. Badanie przeprowadzono w dwóch wariantach. W pierwszym kierunek powietrza był zgodny z kierunkiem przepływu wody. W drugim zaś powietrze płynęło w kierunku do niego przeciwnym

Prędkość przepływu powietrza mierzona była w odległości 2,2 m od wylotu z kierownicy, na trzech wysokościach, przy ściankach i na środku koryta Czynności te powtarzano trzykrotnie dla każdego przepływu. Dla celów dalszych analiz pomiarów jako miarodajną prędkość przyjmowano jej średnią wartość mierzoną w bezpośrednim sąsiedztwie zwierciadła wody.

Wyznaczanie współczynnika szorstkości koryta

Pomiary przepływu wody rozpoczęto od wyznaczenia współczynnika szorstkości koryta. Wykorzystano tu fakt, że średnią prędkość przepływu w korycie można wyznaczyć z wydatku, zgodnie ze wzorem (50) oraz za pomocą zmodyfikowanego przez Manninga wzoru Chezy [133]:

$$v = \frac{1}{n} R_h^{\frac{2}{3}} \cdot i^{\frac{1}{2}}.$$
 (50)

Porównanie obu tych wzorów pozwoliło, przy wykorzystaniu danych pomiarowych obejmujących głębokość strumienia, spadek hydrauliczny oraz wydatek objętościowy, na wyznaczenie współczynnika szorstkości badanego koryta. Średnia wartość tego współczynnika wyniosła n = 0,012.

Wariant I – kierunek przepływu powietrza zgodny z przepływem wody

W dalszej kolejności badań rozpatrywano zmiany napełnienia koryta pomiarowego w zależności od uzyskiwanej prędkości przepływu powietrza oraz zadawanego wydatku strumienia wody w korycie. Wyniki pomiarów zestawiono na rysunku 66.

Rysunek 67 prezentuje zestawienie przedstawionych na rysunku 66 funkcji liniowych. Wyrazy wolne i współczynniki kierunkowe tych prostych zestawiono w tabeli 16.

Ograniczenia parametrów stanowiska, na którym przeprowadzono pomiary nie pozwalały na przedstawienie pełnej charakterystyki koryta – od braku przepływu po jego całkowite wypełnienie wodą. Zauważyć jednak można, że proste przedstawione na rysunku 67 są niemal równoległe do siebie za wyjątkiem prostej opracowanej dla prędkości 4,15 m·s⁻¹. W związku z tym podjęto próbę znalezienia funkcji opisującej współczynniki kierunkowe oraz wyrazy wolne, w zależności od prędkości powietrza $a,b = f(v_{pow})$. Graficznie zależności te przedstawiono na rysunku 68.



Rys. 66. Napełnienie zależne od wydatku wody i prędkości przepływającego powietrza: u góry po lewej $v=0,084 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (przepływ powietrza wymuszony ruchem wody), u góry po prawej $v=4,150 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, u dołu po lewej $v=8,590 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, u dołu po prawej $v=10,327 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$

Fig. 66. Stream depth in dependence of discharge of water and air flow velocity: top left v=0,084 m s⁻¹ (air flow forced with water movement), top right v=4,150 m s⁻¹, bottom left v=8,590 m s⁻¹, bottom right v=10,327 m s⁻¹



Rys. 67. Zestawienie porównawcze uzyskanych prostych regresji – napełnienie w zależności od wydatku wody i prędkości przepływu powietrza. Kierunek przepływu powietrza zgodny z przepływem wody **Fig. 67.** Comparison of obtained regression lines – stream depth in dependence of water discharge and air flow velocity. Direction of air flow according to water flow direction

	Współczynniki kierunkowe Wyrazy wo		olne Prędkość powietrza	
	Direction coefficients	Free terms	Air velocity	
	a_i	b_i	$v_{pow.} (m \cdot s^{-1})$	
1	0,0073	0,0102	0,084	
2	0,0066	0,0113	4,15	
3	0,0073	0,0106	8,59	
4	0,0072	0,0117	10,327	
Średnia – Average	0,0071	0,0117	5,788	

Tabela 16. Współczynniki kierunkowe i wyrazy wolne prostych regresji zestawionych na rysunku 68 **Table 16.** The direction coefficients and free terms of regression lines presented in Figure 68





Fig. 68. Values of direction coefficient (left) and free term (right) of obtained regression lines, in dependence of air flow velocity. Direction of air flow according to water flow direction

Biorąc pod uwagę przedstawione na rysunku 68 nieliczne wartości współczynników kierunkowych oraz wyrazów wolnych, należy stwierdzić, że wykreślone na ich podstawie krzywe regresji nie mogą być istotne statystycznie. W związku z powyższym, przy braku większej ilości powtórzeń zaniechano dalszych działań zmierzających do wyznaczenia funkcji opisujących współczynniki kierunkowe i wyrazy wolne prostych aproksymujących uzyskiwane wartości napełnienia koryta w zależności od wydatku wody i prędkości przepływającego powietrza.

Wariant II – kierunek przepływu powietrza przeciwny do przepływu wody

W wariancie tym przepływ powietrza skierowano przeciwnie do kierunku przepływu wody. Pomiary przeprowadzono podobnie, jak to miało miejsce poprzednio. Warto jednak zwrócić uwagę, że przy wyłączonym wentylatorze przepływ powietrza wymuszony był przez przepływającą wodę zgodnie z jej kierunkiem spływu. Wyniki pomiarów zestawiono na rysunku 69.

Rysunek 70 prezentuje zestawienie wyznaczonych na rysunku 69 funkcji liniowych. Można tu dostrzec, że pomimo znacznego podobieństwa przebiegu prosta obrazująca sytuację przy dławieniu na drugim rysunku odbiega wyraźnie od pozostałych. Wyrazy wolne i współczynniki kierunkowe tych prostych zestawiono w tabeli 17.



Rys. 69. Napełnienie zależne od wydatku wody i prędkości przepływającego powietrza: u góry po lewej $v = 0,151 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (przepływ powietrza wymuszony ruchem wody), u góry po prawej $v = 5,017 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, u dołu po lewej $v = 8,59 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, u dołu po prawej $v = 10,445 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Kierunek przepływu powietrza przeciwny do przepływu wody

Fig. 69. Stream depth in dependence on discharge of water and air flow velocity: top left $v = 0,151 \text{ m s}^{-1}$ (air flow forced with water movement), top right $v = 5,017 \text{ m s}^{-1}$, bottom left $v = 8,59 \text{ m s}^{-1}$, bottom right $v = 10,445 \text{ m s}^{-1}$. Direction of air flow opposite to water flow

		0	1	U
	Współczynniki kierunkowe		Wyrazy wolne	Prędkość powietrza
	Direction coefficients		Free terms	Air velocity
	a_i		b_i	$v_{pow.} (\mathbf{m} \cdot \mathbf{s}^{-1})$
1	0,0107		0,00622	0,151
2	0,0106		0,00675	5,017
3	0,012		0,00481	9,069
4	0,0111		0,00631	10,44
Średnia – Average	0,0111		0,00603	6,17

Tabela 17. Współczynniki kierunkowe i wyrazy wolne prostych zestawionych na rysunku 69 **Table 17.** The direction coefficients and free terms of regression lines presented in Figure 69



Rys. 70. Zestawienie porównawcze uzyskanych prostych regresji – napełnienie w zależności od wydatku wody i prędkości przepływu powietrza. Kierunek przepływu powietrza przeciwny do przepływu wody

Fig. 70. Comparison of obtained regression lines – stream depth in dependence of water discharge and air flow velocity. Direction of air flow opposite to water flow

Podobnie jak w wariancie I podjęto próbę znalezienia funkcji opisującej współczynniki kierunkowe oraz wyrazy wolne wyznaczonych na rysunku 70 prostych regresji, w zależności od prędkości powietrza. Graficznie zależności te przedstawiono na rysunku 71.



Rys. 71. Wartości współczynnika kierunkowego (po lewej) oraz wyrazu wolnego (po prawej) uzyskanych prostych regresji, w zależności od prędkości przepływu powietrza. Kierunek przepływu powietrza przeciwny do przepływu wody

Fig. 71. Values of direction coefficient (left) and free term (right) of obtained regression lines, in dependence of air flow velocity. Direction of air flow opposite to water flow

Podobnie jak w wariancie I (rys. 68) ilość punktów pomiarowych, jak również uzyskane współczynniki determinacji funkcji aproksymujących je są zbyt niskie

aby można było zaryzykować stwierdzenie o istotności statystycznej. Ponieważ sytuacja taka miała miejsce przy analizie wyników obu rozpatrywanych wariantów, podjęto próbę innego wyznaczenia zależności opisującej oddziaływanie przepływającego powietrza na strumień wody w korycie otwartym.

Współczynnik poprawkowy do wzoru Manninga w warunkach wymuszonego przepływu wody i powietrza

Ponieważ przeprowadzona wcześniej analiza prostych regresji opisujących zależność napełnienia koryta otwartego od wydatku i prędkości wiatru nie przyniosła pozytywnych rezultatów, podjęto próbę modyfikacji wzoru Chezy-Manninga tak, aby uwzględniał on oddziaływanie przepływającego nad strumieniem wody powietrza. Modyfikacja ta polegała na wprowadzeniu do wzoru współczynnika poprawkowego *f*:

$$v_{sr} = f \frac{1}{n} R_h^{\frac{2}{3}} \cdot i^{\frac{1}{2}}, \qquad (51)$$

gdzie: f – współczynnik poprawkowy uwzględniający wpływ strumienia powietrza (-), n – wyznaczony współczynnik szorstkości 0,0122.

Wartość współczynnika f wyznaczano poprzez przekształcenie powyższego wzoru do postaci:

$$f = \frac{v_{sr.}}{\frac{1}{n} \cdot R_h^{2/3} \cdot i^{1/2}}.$$
 (51a)

Tabela 18. Wartości współczynnika poprawkowego f w zależności od prędkości i kierunku powietrza **Table 18.** Values of correction coefficient f in dependence of direction and velocity of air flow

	Wartość współczynnika poprawkowego $f(-)$					
	Values of correction coefficient <i>f</i> (-)					
	$v = 0,084 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 4,150 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 8,590 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 10,327 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$		
kierunek powietrza zgodny z przepływem wody, air flow according to water flow						
średnia wartość f average value f	1,007	1,056	1,037	0,977		
ilość pomiarów number of observations	24	24	24	24		
odchylenie standardowe standard deviation	0,0843	0,0949	0,0937	0,0753		
kierunek powietrza przeciwny do przepływu wody, air flow opposite to water flow						
	$v = 0,151 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 5,017 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 9,069 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$v = 10,445 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$		
średnia wartość f average value f	1,004	0,981	0,979	0,963		
ilość pomiarów number of observations	24	24	24	24		
odchylenie standardowe standard deviation	0,0497	0,0596	0,0543	0,0502		

Prędkość średnią wyznaczano podobnie jak przy cechowaniu koryta za pomocą zmierzonego wydatku i napełnienia koryta. Spadek hydrauliczny, zgodnie z przedstawionym powyżej opisem stanowiska, przyjmowano w wysokości 3% zaś szerokość koryta 0,08 m. Uzyskane wyniki grupowano w zależności od prędkości przepływu powietrza. Pozwoliło to na uzyskanie następujących wartości współczynnika f – tabela 18.

Wykorzystując dane zawarte w tabeli sporządzono wykresy przedstawione na rysunku 72.



Rys. 72. Zależność współczynnika poprawkowego f od prędkości przepływu powietrza. Kierunek przepływu powietrza zgodny (po lewej) i przeciwny (po prawej) do kierunku przepływu wody **Fig. 72.** Dependence of correction coefficient f from air flow velocity. Direction of air flow according (left) and opposite (right) to water flow

Wnioski

Biorąc pod uwagę przeprowadzone badania laboratoryjne oraz oparte na uzyskanych wynikach analizy, autorzy stwierdzają, że w warunkach badanego koryta otwartego stwierdzono wyraźny wpływ oddziaływania powietrza przepływającego nad strumieniem wody na średnią jej prędkość. Wpływ ten określano poprzez współczynnik poprawkowy *f* wprowadzony do wzoru Chezy-Manninga. Wartość tego współczynnika została wyznaczona poprzez:

funkcję paraboliczną, przy kierunku przepływu powietrza zgodnym z ruchem wody:

$$f = -0,003 \cdot v^2 + 0,025 \cdot v + 1,003$$

 funkcję liniową, przy kierunku przepływu powietrza przeciwnym do przepływu wody:

$$f = -0,003 \cdot v + 1,003$$

prędkość powietrza v (m·s⁻¹).

Badania przeprowadzone zostały w ograniczonym zakresie spadków koryta i jego napełnienia. Dodatkowym problemem było falowanie zwierciadła wody, utrudniające bardzo istotnie sposób przeprowadzenia pomiarów. Wydaje się jednak, że przyjęto właściwy kierunek badań i warto byłoby je kontynuować przy większej ilości powtórzeń i przy zmienionej konstrukcji koryta pomiarowego (jego wymiarów, stosowanych spadków i uzyskiwanych napełnień).

4.7. Model oddziaływania rozważanych zabezpieczeń przeciwerozyjnych na środowisko gruntowo-wodne. Dynamika zmian uwilgotnienia gleby i transfer zanieczyszczeń

4.7.1. Podstawy modelu numerycznego

Budowa infrastruktury przeciwdziałającej erozji wodnej oddziałuje jednocześnie na stosunki wodne stoków spływowych. Wydaje się, że w przypadku realizacji zabudowy tarasowej oraz przegród piętrzących, tak jak w warunkach obiektu "Olszanka", następuje poprawa uwilgotnienia zboczy. Spływająca dotychczas w większej części bezpośrednio do doliny woda opadowa jest zatrzymywana w obrębie tarasów czy w sąsiedztwie przegród i może być spożytkowana przez zlokalizowane tam rośliny uprawowe. Obok spływających wód opadowych tarasy zatrzymują środki nawozowe migrujące razem z tymi spływami. Pod tym względem zabezpieczenie przeciwerozyjne, jakim są tarasy czy przegrody piętrzące, może być traktowane również jako infrastruktura ograniczająca zasięg oddziaływania zanieczyszczeń obszarowych z polowej produkcji rolniczej.

Biorąc pod uwagę powyższe efekty oddziaływania projektowanie zabudowy przeciwerozyjnej powinno być połączone z oceną jej oddziaływania na lokalne środowisko glebowe i gruntowo-wodne. Oceny takiej można dokonać bazując na wynikach badań w porównywalnych warunkach. W praktyce inżynierskiej znacznie wygodniejsze wydaje się jednak wykorzystanie modeli matematycznych, pozwalających na symulowanie efektów oddziaływania już na etapie projektowania obiektów. Jednym z celów realizacji przedstawianego programu badawczego było opracowanie takiego modelu.

Jako drogę realizacji podjętego zadania autorzy przyjęli wykorzystanie istniejących programów narzędziowych, które w sposób możliwie przyjazny dla użytkownika pozwalałyby na symulację rozpatrywanych zjawisk transportu wody i zanieczyszczeń. Dokonany przegląd istniejących programów [132] wykazał, że brak jest pojedynczego modelu spełniającego wszystkie powyższe wymagania. Istnieje jednak szereg dostępnych modeli numerycznych, z których każdy posiada pewne wady i zalety. Autorzy opracowania, po szeregu dyskusji, wybrali jedną z możliwości, świadomi jej zalet i braków. Opracowany system zaprezentowano poniżej [12,54]. Zaproponowany w efekcie realizacji programu badawczego model numeryczny rozprzestrzeniania wody i zanieczyszczeń w ośrodku gruntowo-wodnym składa się zasadniczo z dwóch elementów: modelu podstawowego i modelu umożliwiającego zadawanie warunków brzegowych.

Pierwszy z nich, podstawowy, to program narzędziowy FEFLOW[®] 4.9 opracowany przez kanadyjską firmę *Wasy Institute Water Resources Planning and System Research Ltd.* [18,19,20]. W Politechnice Lubelskiej program ten wykorzystywany jest od 2001 roku.

Drugi to program EVAPOT, opracowany przez Zaradnego – Instytut Budownictwa Wodnego PAN w Gdańsku [144], umożliwiający wyznaczanie ewapotranspiracji potencjalnej w zadanych warunkach meteorologicznych, roślinnych i geograficznych.

Schemat ideowy transportu wody i zanieczyszczeń w gruncie

Woda glebowa i gruntowa stanowią podstawowy element przenoszenia zanieczyszczeń w tym ośrodku. Jej dostępność lub brak dostępności warunkują w wysokim stopniu wzrost i plonowanie roślin. Każdy model symulacyjny, pozwalający na ocenę oddziaływania rozpatrywanej infrastruktury przeciwerozyjnej na środowisko gruntowo-wodne musi zatem zawierać w sobie opis matematyczny procesów transportu wody w ośrodku porowatym. Podstawowy schemat transportu wody w glebie, w warunkach obecności roślin przedstawiono na rysunku 73.



Rys. 73. Schemat ideowy ruchu wody w glebie, w warunkach obecności roślin [89] **Fig. 73.** The scheme of water movement, in condition of plant presence [89]

Przyjmuje się, że strumień przepływu wody q^w w gruncie opisany jest prawem Darcy [133]:

$$q^{w} = -k_{ij} \frac{\partial \phi}{\partial x_{i}} , \qquad (52)$$

gdzie: ϕ – całkowita wysokość hydrauliczna, k_{jj} – elementy tensora przewodności hydraulicznej ośrodka gruntowego, x_j – zmienna przestrzenna.

Wzór ten stosowany jest dla warunków ruchu laminarnego Re < 5, dla którego Re wyznacza się ze wzoru [np. 25,134]:

$$\operatorname{Re} = \frac{\upsilon \cdot d_e}{\upsilon \cdot \eta^{0.33}} \quad . \tag{53}$$

Całkowita wysokość hydrauliczna wg Buckinghama przedstawia się następująco:

$$\phi = h + z , \tag{54}$$

gdzie: h – wysokość ciśnienia, z – wysokość położenia.

Prawo Darcy stosowane jest zarówno dla strefy saturacji (nasyconej) jak i aeracji (nienasyconej). W strefie nasyconej wysokość ciśnienia *h* przyjmuje wartość dodatnią, natomiast w strefie nienasyconej wartość ta jest ujemna i często jest nazywana wysokością ciśnienia ssącego. Przewodność hydrauliczna w strefie nasyconej nie jest uzależniona od wysokości ciśnienia wody w danym ośrodku. Inaczej wygląda to w warunkach strefy nienasyconej, w której nie wszystkie pory gruntowe są całkowicie wypełnione wodą. Przewodność hydrauliczna bardzo silnie zależy od wysokości ciśnienia ssącego. Wyznaczanie tej zależności jest wciąż stosunkowo uciążliwe.

Aby opisać przepływ wody w ośrodku porowatym wymagana jest znajomość szeregu parametrów hydraulicznych ośrodka. Parametrami tymi są zdolności retencyjne ośrodka, najczęściej opisywane poprzez tzw. krzywą pF [62,95] oraz przewodność hydrauliczna ośrodka, zarówno w warunkach pełnego jak i niepełnego nasycenia.

Cząsteczki cieczy w porach gruntowych poruszają się z różnymi prędkościami. Uzależnione jest to od wielkości, kształtu porów, a także od rozkładu ciśnień w poszczególnych porach. Opisując procesy transportu wykorzystano średnie prędkości cząstek poszczególnych składników cieczy. Zakładając, że uśrednienie następuje przy reprezentatywnej powierzchni. Dla każdego składnika obowiązuje zasada zachowania masy, którą można zapisać przy wykorzystaniu równania ciągłości [72]:

$$\frac{\partial q^{\kappa}}{\partial t} = -\frac{\partial q_i^{\kappa}}{\partial x_i} + s^k \quad , \tag{55}$$

122

gdzie: $q^k = (q_1^k, q_2^k, q_3^k)$ – natężenie strumienia cząstek składnika k, s^k – objętościowy człon źródłowy dla k- tego składnika k, t – czas, $x = (x_1, x_2, x_3)$ – współrzędna przestrzenna.

Korzystając z prawa Darcy (52) i równania ciągłości (55), transport wody w gruncie można opisać następującym równaniem: [94,95]

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{\partial \phi}{\partial x_j} \right) + s^0 , \qquad (56)$$

gdzie: s^0 – jest objętościowym członem źródłowym lub upustowym opisującym przykładowo pobór wody przez korzenie roślin.

Równanie (56) jest ogólnym równaniem transportu wody w ośrodku porowatym. Wykorzystując to równanie, wyprowadzić można inne równania, wykorzystywane do opisu przepływu wody zarówno w strefie nasyconej jak i nienasyconej. Przykładem może być równanie Richardsa (57) stosowane do opisu ruchu wody w obu strefach [72]:

$$C(h)\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [k(h)\frac{\partial h}{\partial z} - 1] + S , \qquad (57)$$

gdzie: h – wysokość ciśnienia, C – pojemność wodna, k – współczynnik wodoprzepuszczalności, S – tzw. człon źródłowy, z – współrzędna przestrzenna, t – czas.

Znając charakterystykę zdolności retencyjnych ośrodka zawartość wody dla gleby w strefie aeracji można wyznaczać posługując się równaniem van Genuchtena [128]:

$$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{\left(1 + \left| \alpha \cdot h \right|^n \right)^m},$$
(58)

gdzie: θ_{res} – zawartość resztkowa wody, θ_{sat} – nasycenie gleby wodą, α , *n*, *m*–współczynniki empiryczne.

Korzystając z formuły van Genuchtena (58), Mualem wyprowadził zależność na przewodnictwo hydrauliczne strefy nienasyconej [18, 19, 20, 94, 95]:

$$K = K_{sat} \cdot S_e^{\lambda} \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2,$$
(59)

gdzie: K_{sat} – przewodnictwo wodne dla strefy nasyconej, λ – parametr kształtu uzależniony od stosunku $\partial K / \partial h$, S_e – efektywna saturacja określana jako:

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}}.$$
(60)

Dla przepływów nieustalonych, przy sztywnym reżimie filtracji najczęściej stosowane jest nieliniowe równanie Boussinesqua w postaci [25,134]:

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{k}{\mu} \frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial t}{\partial x} \right) + \frac{W}{\mu} , \qquad (61)$$

gdzie: h – wysokość ciśnienia, t – czas, μ – wsp. odsączalności gruntu, x – współrzędna przestrzenna, W – człon źródłowy.

Równanie to jest słuszne dla strumienia jednowymiarowego, przy nachylonym spągu. Może być ono również linearyzowane i otrzymuje wówczas postać [25]:

$$\frac{\partial h}{\partial t} = a_s \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{W}{\mu} , \qquad (62)$$

gdzie: $a_s = \frac{k \cdot h_{sr}}{\mu} = \text{const.} - \text{współczynnik przewodności stanów, } k \cdot h_{sr} = T_{sr} - \text{śred-}$

nia przewodność warstwy wodonośnej, μ – współczynnik odsączalności, t – czas, W – dodatkowe zasilanie złoża, h – miąższość złoża.

Dla strumieni dwuwymiarowych równanie powyższe (dla zwierciadła swobodnego) może być uogólnione do postaci [25]:

$$\mu \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial h}{\partial y} \right) + W .$$
(63)

Różniczkowe równanie nieustalonej filtracji w ośrodku jednorodnym i izotropowym, przy sprężystym charakterze filtracji ma postać:

$$\frac{\mu_{spr}}{T}\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial z^2} \quad \text{lub} \quad \frac{1}{a}\frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial z^2}, \tag{64}$$

gdzie: a=T/µ_{spr}. $a = \frac{k}{\eta_{spr}} = \frac{k \cdot M}{\eta_{spr} \cdot M} = \frac{T}{\mu_{spr}}$ oraz $\eta_{spr} = \rho \cdot g(\beta_s + \eta \cdot \beta_w)$

 β_s – współczynnik objętościowej ściśliwości skały, β_w – j.p. lecz wody, η – porowatość.

W przypadku istnienia funkcji źródłowej W_s opisującej zasilanie w ośrodku sprężystym, otrzymuje się równanie [25]:

$$\mu_{spr} \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(T \frac{\partial H}{\partial z} \right) + W_s .$$
(65)

124

Człon źródłowy równania Richardsa

Człon źródłowy równania Richardsa (57) zawiera w sobie cały szereg elementów. Należą do nich przede wszystkim parowanie z powierzchni liści roślin zwane transpiracją oraz parowanie i infiltracja na powierzchni ośrodka. [94,95]. Dzięki temu członowi możliwe staje się powiązanie ruchu wody w ośrodku porowatym z warunkami meteorologicznymi oraz oddziaływaniem szaty roślinnej. Zagadnienie opisu członu źródłowego należy do bardzo złożonych. Dla celów rozpatrywanego modelu ograniczono je jedynie do wyznaczenia tzw. ewapotranspiracji potencjalnej.

Ewapotranspiracja potencjalna ET_p przedstawia ilość pary wodnej, jaka mogłaby uchodzić do atmosfery z rozpatrywanej powierzchni, w danych warunkach meteorologicznych, przy założeniu, że roślinność znajduje się w pełnym rozwoju (a więc z wyjątkiem okresu: siew – wschody lub okresu bezpośrednio przed zbiorami) i okrywa powierzchnię gleby, która znajduje się w stanie optymalnego uwilgotnienia strefy aeracji. W pewnych warunkach ewapotranspiracja potencjalna może przewyższać parowanie z wolnej powierzchni wody. Niektórzy autorzy wprowadzają ponadto pojęcie "parowanie wskaźnikowe" odnoszące się do określonej powierzchni parującej. Według Penmanna, pod tym pojęciem należy rozumieć ewapotranspirację z dużej powierzchni porośniętej trawą o wysokości 8-15 cm, całkowicie zacieniającą grunt, i znajdującą się w warunkach dostatecznego uwilgotnienia [9,60,61].

Ewaporacja (ES) i transpiracja potencjalna (ET)

W literaturze znane są propozycje określania ewaporacji (parowania z powierzchni gruntu) potencjalnej sumarycznie razem z transpiracją roślin, albo też oddzielnie. Z licznych opracowań na ten temat wynika, że najczęściej stosowana jest koncepcja Penmanna-Schofielda oparta na pomiarze bilansu cieplnotermicznego [60,144]:

$$EV = \frac{Q_E}{L_p} = \frac{G}{G + 0.49} \left[R_{net} + H(T_a - T_d) \right],$$
(66)

gdzie: EV – strumień ewapotranspiracji potencjalnej, L_{p-} ciepło parowania, T_d – temperatura punktu rosy, T_a – temperatura powietrza, R_{net} – radiacja netto, H – współczynnik szybkości wiatru, G – nachylenie krzywej ciśnienia nasyconej pary wodnej jako funkcji temperatury.

Z powyższego wzoru wynika, że łatwo dostępne dane meteorologiczne, takie jak temperatura, wilgotność powietrza, wiatr i zachmurzenie, są wystarczające do obliczenia parowania tzw. penmannowskiego.

Teoria Penmanna nie uwzględnia możliwości ograniczonego dostarczania wody z gleby do rośliny, a w warunkach intensywnego zużycia wody na transpirację, proces dopływu wody do korzeni jest utrudniony i stanowi czynnik ograniczający wzrost roślin oraz transpirację. Uwzględnienie tego procesu doprowadziłoby do określenia rzeczywistego, w danych warunkach wodnych, meteorologicznych i glebowo-roślinnych, strumienia ewapotranspiracji – ewapotranspiracji aktualnej EV_a . Van Wijk i de Vries proponują jej obliczanie wg wzoru [144]:

$$EV_a = A_r \cdot EV_p \quad , \tag{67}$$

gdzie: EV_p – parowanie z mokrej powierzchni mającej właściwości łanu roślin (ewapotranspiracja potencjalna), A_r – współczynnik redukcji zależny od rodzaju rośliny i ciśnienia ssącego gleby w strefie korzeniowej.

Przegląd literatury dokonany przez Zaradnego [144] wykazał, że brak jest bliższych danych pozwalających na dokładne określenie współczynnika A_r . Ritchie, opracowując model prognozowania ewapotranspiracji dla bawełny nie podaje wartości tego współczynnika [144]. Także u Lamberta wprowadzony zostaje czynnik przesuszenia gleby modyfikujący model Ritchie. Przyjmowany przez tegoż autora współczynnik redukcji A_r ustalony został doświadczalnie dla południowej części USA [144]. Stanowi on funkcję radiacji netto oraz średniej wartości ciśnienia ssącego warstwy korzeniowej. Późniejsze badania wykazały także wpływ ciśnienia ssącego gleby na wielkość parowania aktualnego. Wprowadzenie do wzoru na transpirację aktualną tzw. oporności dyfuzyjnej zaproponował Rijtema [144]. Jest ona uzależniona od rodzaju oraz stopnia pokrycia gleby roślinnością. Badania Roguskiego [144] wykazały także związek ewapotranspiracji aktualnej oraz współczynnika roślinnego WR, zależnego od określonej rośliny, jej fazy rozwojowej, a głównie od powierzchni transpiracyjnej liści [95,144].

Zatem wzór na ewapotranspirację będzie miał następującą postać:

$$EV_a = WR \cdot A_r \cdot EV_p \quad . \tag{68}$$

Przy realizacji prezentowanego zadania badawczego polegającego na opracowaniu modelu numerycznego umożliwiającego ocenę oddziaływania rozpatrywanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych na środowisko gruntowo-wodne wykorzystano program EVAPOT opracowany przez Zaradnego w Instytucie Budownictwa Wodnego PAN w Gdańsku. Program ten umożliwia wyznaczenie ewapotranspiracji potencjalnej *EV* oraz jej składowych – ewaporacji *ES* i transpiracji *ET* [144].

Autor wykorzystał w programie wzory Monteitha i Rijtemy oraz dla składowej *ES* Ritchie'go [144]:

$$EV \cdot L_{up} = C_3 \cdot \frac{\delta \cdot R_{net} + \frac{c_p \cdot \rho_a(e_a - e_d)}{r_a}}{\delta + \gamma} (W \cdot m^{-2}), \qquad (69)$$

gdzie: EV – strumień ewapotranspiracji, L_{up} – ciepło utajone parowania, C_3 – współczynnik przeliczenia jednostek, δ – pierwsza pochodna funkcji zwanej krzywą

126

prężności pary nasyconej względem temperatury powietrza, ρ_a – gęstość powietrza, e_a – nasycone ciśnienie pary wodnej w powietrzu o temperaturze T_a , mierzonej najczęściej na wysokości 2 m, e_d – nasycone ciśnienie aktualne pary wodnej w powietrzu o temperaturze T_a , mierzonej najczęściej na wysokości 2 m, r_a – opór dyfuzyjny dla pary wodnej w warstwie powietrza otaczającej powierzchnię ewaporacyjną, γ – stała psychometryczna dla T=273 K, R_{net} – radiacja netto.

Program EVAPOT umożliwia obliczanie wielkości R_{net} z wykorzystaniem wartości aktualnego usłonecznienia, w programie tym możliwe są jeszcze inne warianty obliczeń. Na tej podstawie program oblicza radiację krótkofalową ze wzoru:

$$R_s = (A + B\frac{n}{N}) \cdot R_s^{top} , \qquad (70)$$

gdzie: $A, B - \text{współczynniki regresji}, R_s^{top} - \text{wartość promieniowania słonecznego powyżej atmosfery, wyliczana dla danej szerokości geograficznej, <math>N$ – usłonecznienie, n – pomierzone nasłonecznienie aktualne.

W programie EVAPOT zostały kolejno wykorzystane następujące wzory:

$$R_n = (1 - \beta_0)R_s + R_t \tag{71}$$

$$R_t = -\xi \cdot \sigma \cdot T^4(0.56 + 0.08\sqrt{e_d})(0.1 + 0.9\frac{n}{N}) \quad (72)$$

gdzie: R_t – radiacja termiczna (długofalowa), β_o – współczynnik odbicia (albedo), ξ – współczynnik emisji promieniowania, σ – stała Stefana-Boltzmana.

Opór dyfuzyjny dla pary wodnej w warstwie powietrza otaczającej powierzchnię ewapotranspiracyjną (r_a) obliczono z zależności:

$$r_{a} = \frac{\varepsilon \cdot \rho_{a}}{p_{a}} [f(l) \cdot 1, 15 \cdot u^{0,75}]^{-1} , \qquad (73)$$

gdzie: u – prędkość wiatru, f(l) – funkcja zależna od wysokości roślin, ε – stosunek molekularnej masy pary wodnej względem suchego powietrza, p_a – ciśnienie atmosferyczne.

Wartość ewapotranspiracji z powierzchni gruntu przykrytej częściowo roślinnością obliczono ze wzoru:

$$ES = \frac{0.0352 \cdot \delta}{\delta + \gamma} \cdot R_{net} \cdot e^{-0.39LAI} , \qquad (74)$$

gdzie: *LAI* – indeks powierzchni liści wyliczany w oparciu o tzw. przykrycie powierzchni gleby *SC*:

$$LAI = 1,18 \cdot SC + 0,29 \cdot SC^{2} + 1,18 \cdot SC^{3} .$$
(75)

Wartość potencjalnego strumienia transpiracji liczona jest ze wzoru:

$$ET = EV - ES {.} {(76)}$$

W przypadku występowania opadów atmosferycznych strumień ten zmniejszany jest o ilość wody zintercepcjonowanej na powierzchni liści *INT*:

1

$$ET = EV - ES - INT \quad , \tag{77}$$

gdzie:

$$INT = 0.55 \cdot SC \cdot Opad^{0.53 - 0.0085(Opad - 5.0)}$$
(78)

Rozwiązanie powyższych równań umożliwia wyliczenie ewapotranspiracji i transpiracji potencjalnej oraz potencjalnego przepływu wody na granicy gleba – atmosfera [144].

Transport masy (zanieczyszczeń)

Na proces transportu masy w ośrodku gruntowo-wodnym składa się szereg elementów. Schematycznie przedstawiono je na rysunku 74. Elementy te muszą być zawarte w modelu numerycznym, który wykorzystywany jest do ocen oddziaływania na środowisko gruntowo-wodne rozpatrywanych systemów zabezpieczeń przeciwerozyjnych.

Dyspersja zanieczyszczeń

Środki nawozowe i ochrony roślin przemieszczają się razem z wodą glebową i gruntową. Znając więc pole prędkości wody można przystąpić do opisu transportu masy w ośrodku porowatym. Prędkości masy transportowanej z wodą w gruncie są różne. Różnicę pomiędzy prędkością cząstek dla jednego składnika oraz średnią prędkością dla wszystkich cząstek cieczy dla elementarnej objętości reprezentacyjnej nazywa się prędkością dyspersyjną. Można ją zapisać następującym równaniem [72]:

$$v^d = v - v , \tag{79}$$

gdzie: v^d – prędkość dyspersyjna, v – prędkość cząstek rozpatrywanego składnika, v – średnia prędkość masowa cieczy.

W ogólnym przypadku średnia prędkość masowa dla wieloskładnikowej cieczy zdefiniowana jest jako średnia ważona [72]:

$$\overline{\nu} = \frac{\sum_{k=1}^{n} \nu^{k} \cdot \rho^{k}}{\sum_{k=1}^{n} \rho^{k}} = \frac{\sum_{k=1}^{n} \nu^{k} \cdot \rho^{k}}{\rho^{c}},$$
(80)

gdzie: ν^k – prędkość cząstek k – tego składnika, ρ^k – gęstość k – tego składnika, ρ^c – gęstość fazy ciekłej, n – ilość składników cieczy.

128



Rys. 74. Procesy migracji zanieczyszczeń w układzie gruntowo-wodnym [88] **Fig. 74.** Processes of pollution migration in the soil-water system [88]

Częstym przypadkiem w zagadnieniach modelowania transportu masy jest przepływ wody jedynie z jednym rozpuszczonym składnikiem o małej koncentracji. W tym przypadku pomija się dość często wskaźnik określający dany składnik i przyjmuje się, że średnia prędkość masowa cieczy równa jest prędkości wody gruntowej.

Korzystając ze wzoru (80) można wyznaczyć dyspersyjny strumień przepływu:

$$q^{d} = \rho \cdot \nu^{d} = \rho \nu - \rho \nu = q - q \quad , \tag{81}$$

gdzie: q – strumień przepływu cząstek rozpatrywanego składnika w gruncie, q – strumień cząstek rozpatrywanego składnika przy założeniu, że poruszają się one ze średnią prędkością cieczy, ρ – gęstość rozpatrywanego składnika.

Całkowite natężenie strumienia masy q dla substancji rozpuszczonej w wodzie gruntowej można podzielić na strumień konwekcyjny q związany ze średnią prędkością masową przepływu cieczy dla ośrodka porowatego oraz strumień dyspersyjny q^d . Dla bardzo złożonego układu, jakim z pewnością jest ośrodek gruntowy przyjmuje się często, że prędkości poszczególnych cząstek cieczy oscylują przypadkowo wokół średniej prędkości przepływu. Dla takiego przypadku przyjmuje się, że strumień dyspersyjny jest proporcjonalny do gradientu stężenia *C*. Przypadek ten nosi nazwę prawa Ficka i przedstawia się go następującym równaniem [72]:

$$q_i^d = -D_{ij}\theta \frac{\partial C}{\partial x_j} , \qquad (82)$$

gdzie: D_{ij} – to elementy tensora dyspersji hydrodynamicznej.

Korzystając z prawa Ficka można całkowity strumień masy dowolnej substancji rozpuszczonej w wodzie gruntowej przedstawić w postaci:

$$q_i = q_i^d + q = -D_{ij}\theta \frac{\partial C}{\partial x_j} + C\theta v_i.$$
(83)

Podstawiając zależność określoną równaniem (83) do równania ciągłości (78) otrzymuje się równanie dyspersji hydrodynamicznej dla fazy ciekłej nasyconego i nienasyconego ośrodka porowatego, które zapisuje się w postaci [71]:

$$\frac{\partial(C\theta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij}\theta \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial(C\nu_i\theta)}{\partial x_i} + S .$$
(84)

Powyższy opis ruchu dla substancji rozpuszczonej w wodzie gruntowej zakłada, że cała woda gruntowa bierze udział w ruchu, jak również prędkości poszczególnych cząstek cieczy wewnątrz reprezentatywnej objętości elementarnej fluktuują przypadkowo wokół średniej wartości. Niekiedy istnieją niejednorodne porowate ośrodki, w których możemy wyróżnić podobszary o różnych własnościach hydraulicznych. Przykładowo mogą to być spękane ośrodki skalne, w których występują makro- i mikroszczeliny.

W sytuacji, kiedy istnieje kilka charakterystycznych strumieni przepływu w jednym ośrodku, zakłada się, że dla każdego z nich prędkości cząstek cieczy w każdym podsystemie fluktuują wokół charakterystycznych wartości średnich. Modele, które opisują zachowanie się cieczy w takim ośrodku uwzględniają różne charakterystyki hydrauliczne każdego z podsystemów oraz wymianę cząsteczek cieczy [72], jaka zachodzi pomiędzy strumieniami przepływającymi w tych podsystemach.

Różnice właściwości hydraulicznych takich podsystemów powodują zmienne prędkości przepływu cieczy, co widać podczas eksperymentów znacznikowych na

krzywej przejścia w postaci kilku pików lub charakterystycznego "ogona", czy inaczej mówiąc rozmycia. Najbardziej popularnym oraz reprezentatywnym modelem jest model w spękanym ośrodku skalnym, w którym własności hydrauliczne szczelin różnią się zdecydowanie od własności hydraulicznej skały, posiadającą charakterystyczną porowatość związaną z mikroszczelinami. W tym przypadku zakłada się, że woda w szczelinie bierze udział w ruchu. Wymiana z wodą w porowatym ośrodku następuje na skutek dyfuzji [72].

W czasie przepływu cieczy w ośrodku porowatym występuje zjawisko mieszania cieczy we wszystkich kierunkach. W jednorodnym izotropowym ośrodku daje się jednak wyróżnić zasadniczy kierunek przepływu. Dla tego kierunku proces mieszania, zachodzący w tym kierunku, nazywany jest dyspersją podłużną.

Mieszanie w pozostałych kierunkach nazywane jest natomiast dyspersją poprzeczną. Na bazie eksperymentów wykonywanych w dwóch wymiarach można określić parametry opisujące dyspersję. Tymi parametrami są między innymi współczynnik dyspersji podłużnej i współczynnik dyspersji poprzecznej. W badaniach symulacyjnych, dla warunków polskich, przyjęto współczynnik dyspersji poprzecznej wyznaczamy ze wzoru [18,19]:

$$D_{T} = 0,226 \cdot 10^{-3} \cdot k^{a} \cdot i^{b}, \qquad (85)$$

gdzie: a = 0,601, $b = 0,057 \cdot d_{10}^{-0,291}$, d_{10} – średnica 10% ziaren z krzywej uziarnienia (mm), k – współczynnik przepuszczalności wodnej w warunkach pełnego nasycenia (m·s⁻¹), *i* – spadek hydrauliczny (-).

Z punktu widzenia hydromechaniki, zjawisko dyspersji hydrodynamicznej dotyczy przepływu cieczy wieloskładnikowej w ośrodku wielofazowym. Grunt jest takim trójfazowym, wieloskładnikowym ośrodkiem składającym się z fazy stałej, ciekłej i gazowej. Fazę stałą stanowi gruntu, fazę ciekłą woda gruntowa, fazę gazową powietrze w porach. Wszystkie te fazy składają się z wielu składników. Pamiętać należy jednak, że w skład fazy ciekłej wchodzi woda wraz z rozpuszczonymi w niej substancjami [72].

W literaturze dotyczącej procesów transportu w nienasyconym ośrodku gruntowym spotyka się z pogląd, że nie cała woda gruntowa bierze udział w ruchu. W tym przypadku wodę gruntową dzieli się na tzw. wodę mobilną i stagnacyjną. Woda stagnacyjna związana jest ze szkieletem gruntowym siłami oddziaływania pomiędzy cząsteczkami wody, a cząsteczkami stanowiącymi cząstki i ziarna. Może to być także woda zamkniętą w porach ślepych [72].

Transport wody jak również substancji w niej rozpuszczonych odbywa się w strefie mobilnej. Zakłada się, że prędkości przepływu cząstek cieczy w fazie mobilnej przypadkowo fluktuuje wokół wartości średniej. Wielkość tych fluktuacji związana jest ze współczynnikiem dyspersji. Woda w fazie stagnacyjnej pozostaje nieruchoma, a na skutek dyfuzji istnieje wymiana pomiędzy tymi fazami. Wymiana ta jest proporcjonalna do różnicy stężeń rozpuszczonego składnika w obu strefach.

Całkowita zawartość wody θ jest sumą zawartości w fazie mobilnej i w fazie stagnacyjnej. Podobnie gęstość w fazie mobilnej i stagnacyjnej jest sumą gęstości w fazie mobilnej i stagnacyjnej. Można to zapisać w postaci [72]:

$$\theta = \theta^m + \theta^s \tag{86}$$

$$\rho = \rho^m + \rho^s = C^m \theta^m + C^s \theta^s, \qquad (87)$$

gdzie: θ^m , θ^s – odpowiednio zawartości wody w strefie mobilnej i w strefie stagnacyjnej, ρ^m , ρ^s – odpowiednio gęstości substancji rozpuszczonej w strefie mobilnej i w strefie stagnacyjnej wody, C^m , C^s – odpowiednio stężenia substancji rozpuszczonej w strefie mobilnej i w strefie stagnacyjnej wody.

Równanie ciągłości dla substancji rozpuszczonej w wodzie gruntowej można zapisać w postaci [18,19,20,72]:

$$\frac{\partial(\rho^m + \rho^s)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(\rho^m v^m) + S , \qquad (88)$$

oraz:: v^m – wektor prędkości przepływu wody mobilnej.

Zakładając w strefie wody mobilnej uogólnione prawo Ficka można dla rozpatrywanego modelu ośrodka porowatego napisać równanie dyspersji hydrodynamicznej [72]:

$$\frac{\partial (C^m \theta^m + C^s \theta^s)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \theta^m \frac{\partial C^m}{\partial x_j}) - \frac{\partial (C^m \theta^m v_i^m)}{\partial x_i} + S.$$
(89)

Wymiana pomiędzy strefami mobilną i stagnacyjną odbywa się na drodze dyfuzji. Zakłada się, że jest ona proporcjonalna do różnicy stężeń rozpatrywanej substancji w fazie mobilnej i fazie stagnacyjnej. Przedstawia to poniższy wzór:

$$\frac{\partial \rho^s}{\partial t} = \beta(C^m - C^s), \qquad (90)$$

gdzie: β – współczynnik charakteryzujący szybkość przemiany.

Przepływ przez dwuwymiarowy profil nienasyconego ośrodka porowatego oraz płaski przepływ w warstwie wodonośnej opisuje to samo równanie dyspersji. Równanie dyspersji hydrodynamicznej (89) dla dwuwymiarowego przepływu w strefie nienasyconej przyjmuje postać [18,19,20]:

$$\frac{\partial(C\theta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij}\theta \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial(C\nu_i\theta)}{\partial x_i} + S \quad , \tag{91}$$

która stosowana jest w przypadku, gdy i = 1, 2.

Sorpcja zanieczyszczeń

Wszystkie zjawiska zachodzące na granicy faz ciał stałych, cieczy, gazów, które prowadzą do wysycenia powierzchni ziaren gruntu nazywamy sorpcją. W celu wyróżnienia zjawisk sorpcji powierzchniowej i zachodzącej w całej objętości wprowadzono odpowiednio nazwy adsorpcji i absorpcji [31].

Modele opisujące zjawisko sorpcji zakładają albo natychmiastową równowagę pomiędzy substancją zaadsorbowaną na powierzchni ziaren gruntu i substancją rozpuszczoną w wodzie gruntowej, albo uwzględniają dynamikę sorpcji. Modele należące do pierwszej grupy zakładają, że czas ustalania równowagi pomiędzy substancją zaadsorbowaną, a substancją rozpuszczoną w roztworze jest bardzo krótki w porównaniu do czasu przemieszczania się substancji w ośrodku gruntowym. Modele drugiej grupy używane są gdy dla ustalania równowagi pomiędzy substancją zaadsorbowaną i substancją rozpuszczoną jest porównywalny lub większy od czasu przemieszczania się substancji. Jest to związane z konwekcją i dyspersją hydrodynamiczną [58].

Grunty są naturalnymi sorbentami. Posiadają one powierzchnię heterogeniczną, dlatego można je opisać przy pomocy równania Freundlicha. W jego teorii liczba zaadsorbowanych cząstek przy całkowitym pokryciu powierzchni adsorbenta nie może przekraczać liczby miejsc aktywnych. Powstała warstwa izoluje działanie sił adsorpcyjnych uniemożliwiając powstawanie następnych warstw. Równanie Freundlicha opisujące powyższe zjawisko można zapisać w postaci [58]:

$$\frac{I}{m} = K \cdot C^{\frac{1}{n}} \tag{92}$$

$$\frac{I}{m} = b_1 \cdot C^{b_2 - 1} \qquad . \tag{93}$$

Przykładowo, w odniesieniu do DDT $b_1 = 322$ oraz $b_2 = 1,5$ [58].

Rozpad zanieczyszczeń

Większość związków chemicznych podlega procesom rozpadu, pod wpływem różnorodnych czynników. W związku z tym rzeczywisty czas przebywania zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym może być różny. W celu uwzględnienia tego zjawiska przez model wygodne jest wprowadzenie współczynnika rozpadu w reakcji pierwszego rzędu, który można wyznaczyć z następującego równania:

$$\mathcal{G} = \frac{\ln 2}{t_{\frac{1}{2}}},\tag{94}$$

gdzie: $t_{\frac{1}{2}}$ - czas połowicznego rozpadu.

4.7.2. Program FEFLOW

Wybrany do realizacji badań numerycznych oddziaływania na środowisko gruntowo wodne, rozpatrywanych zabezpieczeń przeciwerozyjnych, program FEFLOW umożliwia, na bazie metody elementów skończonych, modelowanie transportu wody, masy, i ciepła w ośrodku porowatym z uwzględnieniem strefy nasyconej i nienasyconej. Wykorzystywana przez autorów wersja programu obejmuje transport wody i masy w układzie dwuwymiarowym [18,19,20].

Główną zaletą programu jest możliwość symulowania ruchu wody i zanieczyszczeń w zróżnicowanym ośrodku porowatym, zarówno w strefie aeracji, jak i saturacji. Dodatkową zaletą programu jest niemal intuicyjna obsługa, co spełnia postawione wcześniej wymagania "przyjazności dla użytkownika".

Zgodnie z przyjętą metodą rozwiązania głównego zagadnienia pracy, czyli symulacji ruchu wody i zanieczyszczeń – program bazuje na opisanych wcześniej równaniach: Darcy, Boussinesq'a, Richardsa, oraz dyspersji hydrodynamicznej, z uwzględnieniem zjawisk sorpcji (model Freundlicha) oraz czasu rozpadu zanieczyszczeń [18,19,20].

4.7.3 Warunki początkowe i brzegowe

Program FEFLOW odnośnie rozwiązania uogólnionego równania różniczkowego ruchu wód podziemnych oferuje cztery podstawowe rodzaje warunków początkowych [18,19]:

- wysokość ciśnienia (hydraulic head)
- stopień nasycenia (saturation),
- zawartość wilgoci (moisture content),
- ciśnienie (pressure).

Obok warunków początkowych możliwe jest zastosowanie jednego z czterech warunków brzegowych:

– warunek pierwszego rodzaju (Dirichleta) HEAD stosowany jest głównie do symulowania naporu wody pochodzącego od rzeki lub jeziora. Wartości i zasięg dla tego warunku może ulegać zmianom w czasie. Wymaga to szczegółowego zdefiniowania tych zmian w poszczególnych krokach czasowych procedury obliczeń. Warunek ten najłatwiej jest stosować do symulacji wejścia wody do rozpatrywanego ośrodka. Wysokość ciśnienia należy podawać jako sumę pionowej współrzędnej geometrycznej oraz wysokości hydraulicznej naporu wody. Warunek ten możemy opisać przy pomocy równania Diersch [18,19]:

$$h(x_{i},t) = h_{1}^{R}(t), \qquad (95)$$

gdzie: $h_1^R(t)$ – narzucona wysokość hydrauliczna dla czasu t. Wzór ten obowiązuje dla przestrzeni czasowej $\Gamma_1 = [t, \infty)$;

134

 warunek drugiego rodzaju (Neumanna) FLUX stosowany jest w przypadku znanej wartości dopływu na jednostkę czasu do rozpatrywanego ośrodka. Najczęściej można spotkać ten warunek, gdy znany jest dopływ wody podziemnej z zewnętrznych, w stosunku do rozpatrywanego obiektu, warstw. Dla poziomego układu dwuwymiarowego wartość tą można wyznaczyć z następującego wzoru:

$$q_{n_h}(x_p,t) = q_h^R(t) = -k_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_i} n_i, \qquad (96)$$

gdzie: $q_h^R(t)$ – założony dopływ w czasie, n_i – jednostkowy wektor normalny. Wzór powyższy obowiązuje dla przestrzeni czasowej $\Gamma_1 = (0, \infty]$;

- warunek trzeciego rodzaju (Cauchy'ego) TRANSFER służy do opisu referencyjnej wysokości ciśnienia hydraulicznego obszaru znajdującego się poza rozpatrywanym ośrodkiem. Przykładem może być rzeka lub jezioro. Czynnikiem odróżniającym od pierwszego przypadku jest możliwość nastąpienia dopływu lub odpływu z rozpatrywanego ośrodka. Uzależnione jest to od obliczonych w czasie wartości wysokości ciśnienia. Warunek ten wymaga dodatkowo zdefiniowania transferu, znajdującego się w opcji "*flow materials*";
- warunek czwartego rodzaju WELL opisuje wprowadzanie oraz wyprowadzanie wody z ośrodka poprzez pojedynczą studnię. Warunek ten jest najbardziej efektywny, gdy dysponujemy zdefiniowaną i dyskretyzowaną powierzchnią. Na rozpatrywanej powierzchni w pojedynczym węźle zaznacza się pojedynczą studnię. Istotną sprawą jest, aby na rozpatrywany układ obserwowany był "zawsze z góry". Warunek ten jest niezmiernie trudny do zastosowania dla pionowego przekroju przez ośrodek.

W przypadku transportu masy model FEFLOW dysponuje również czterema podstawowymi rodzajami warunków początkowych. Opisują one początkowe stężenie zanieczyszczeń (masy). Jeżeli nie dysponuje się tzw. tłem dobrze jest określić stężenie w całym ośrodku na poziomie zerowym. Dzięki temu można ocenić stopień wpływu danego obiektu na stan środowiska gruntowo-wodnego. W wielu przypadkach ocena taka jest wystarczająca [19,20].

Podobnie jak dla przepływu w zagadnieniach symulacji transportu masy możliwe jest wykorzystanie jednego z 4 następujących warunków brzegowych:

- warunek pierwszego rodzaju (Dirichleta) stosowany jest głównie do symulowania koncentracji zanieczyszczeń na granicy ośrodka. Przykładem mogą być zbiorniki odpadów. Wartość i zasięg tego warunku może być zmienny w czasie, wówczas najlepiej stworzyć niewielką bazę danych i wczytać dane z pliku;
- warunek drugiego rodzaju (Neumann'a) stosowany jest, gdy znana jest wartość dopływu zanieczyszczeń do rozpatrywanego ośrodka. Może być stosowany do

symulowania pracy studni chłonnych oraz innych obiektów służących do wprowadzania zanieczyszczeń do gruntu;

- warunek trzeciego rodzaju (Cauchy'ego) opisuje referencyjne stężenie zanieczyszczeń na obszarze znajdującym się poza rozpatrywanym ośrodkiem. Przykładem może być zasolenie rzeki czy jeziora. Różnicą w stosunku do pierwszego przypadku jest dopływ lub odpływ masy z rozpatrywanego ośrodka. Uzależnione jest to od wartości wysokości ciśnienia. Warunek ten wymaga zdefiniowania współczynnika transferu [18];
- warunek czwartego rodzaju jest dla pojedynczego źródła punktowego. Warunek ten opisuje punktowe wprowadzanie zanieczyszczeń do ośrodka. Analogicznie jak w przypadku dwuwymiarowych symulacji przepływu wody trudno zastosować ten warunek dla pionowego przekroju przez ośrodek.

Przy realizacji podjętego zadania badawczego, obejmującego ocenę oddziaływania na środowisko gruntowo wodne rozpatrywanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych wykorzystano warunki brzegowe pierwszego i drugiego rodzaju.

Obiektem podjętych badań symulacyjnych jest dwuwymiarowy przekrój geologiczny przez dolinę na terenie gospodarstwa "Euro-East" w Olszance. Mapy i przebadany przekrój geologiczny przedstawiono w rozdziale 2.2.

Wykorzystywany program FEFLOW bazujący na równaniach Richardsa i dyspersji hydrodynamicznej wymaga obok parametryzacji ośrodka, wprowadzenia szeregu warunków początkowych i brzegowych.

We wszystkich rozpatrywanych przypadkach przyjęto jednakowe warunki początkowe:

- saturacja (stopień maksymalnego nasycenia wodą);
- warstwa wodonośna 100%,
- pozostały obszar 70%.

Do prowadzonych badań przyjęto dolny warunek brzegowy pierwszego rodzaju – wysokość naporu wody gruntowej. Górny warunek brzegowy określono przy pomocy warunku drugiego rodzaju – (FLOW) przepływ (różnica pomiędzy ewapotranspiracją potencjalną a opadem).

Do określenia wartości zmiennego w czasie górnego warunku brzegowego wykorzystano dane meteorologiczne oraz obliczoną na ich podstawie (program EVAPOT) ewapotranspirację potencjalną oraz takie dane jak wysokości opadów dla poszczególnych dni roku 2003, dla których przeprowadzono symulację.

Przyjmując wartość opadu jako ujemną oraz ewapotranspirację potencjalną jako dodatnią (zgodnie z orientacją programu FEFLOW) uzyskano wykres bilansu dopływu lub odpływu wody przez powierzchnię rozpatrywanego terenu. W ten sposób powstał zmienny w czasie warunek brzegowy. Graficzny obraz tego warunku brzegowego pokazano na rysunku 75. Niezbędne do badań symulacyjnych parametry gruntu, takie jak współczynnik przepuszczalności wodnej w warunkach nasyconych i nienasyconych oraz porowatość i charakterystyki zdolności retencyjnych, dla poszczególnych wyróżnionych w przekroju warstw przyjęto zgodnie z opisem w rozdziale 2.5. W przypadku braku danych pomiarowych przyjęto dane literaturowe w oparciu o zgromadzoną przez IMUZ w Lublinie bazę danych.

Obok transportu wody i dynamiki zmian uwilgotnienia, w ramach badań symulacyjnych uwzględniono transport zanieczyszczeń. Przyjęto, że rozpatrywane zanieczyszczenia przedostają się do gruntu razem z wodą opadową. Posiadają one gęstość równą gęstości wody i nie podlegają w trakcie transportu przemianom chemicznym. W ten sposób zdefiniowane zanieczyszczenie może być traktowane jedynie jako wskaźnik spodziewanego oddziaływania środków nawozowych i ochrony roślin.



Rys. 75. Wykres dynamicznie zmieniającego się w czasie górnego warunku brzegowego, różnica pomiędzy opadem a ewapotranspiracją potencjalną, w okresie 24.06.-14.09.2003 r. **Fig. 75.** Graph of the top boundary condition dynamically changing in time, a difference between rainfall and potential evapotranspiration in the period from 24th June to 14th September 2002

Dla celów obliczeniowych początkowe stężenie zanieczyszczeń w badanym ośrodku gruntowo wodnym przyjęto w wysokości 0 mg·dm⁻³. W celu opisu modelowego transportu masy w obrębie obiektu przyjęto zarówno dolny jak i górny warunek pierwszego rodzaju. Dolny warunek brzegowy przyjęto jako 0 mg·dm⁻³, natomiast górny warunek brzegowy przyjmował wartość stałą – 100 mg·dm⁻³.

Współczynnik dyspersji podłużnej przyjęto w wysokości równej 1, zaś współczynnik dyfuzji podłużnej 0,5 (wartości domyślne modelu). Wartość współczynnika dyfuzji molekularnej obliczono, zgodnie ze wzorem (85), w wysokości 1191 \cdot 10⁻⁹ m²s⁻¹.

Na rysunkach 76 i 77 zaprezentowano zdefiniowaną siatkę elementów skończonych.



Rys. 76. Siatka elementów skończonych rozpatrywanego obiektu **Fig. 76.** Finite element net for the object under consideration



Rys. 77. Siatka elementów skończonych – powiększenie fragmentu rysunku 76 **Fig. 77.** Finite element net – detail from Figure 76

4.7.4. Obliczenia symulacyjne oddziaływania na środowisko glebowo-wodne rozpatrywanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych

Wariant 1

W ramach tego wariantu założono, że do układu będzie dopływać zanieczyszczenie o stałym stężeniu w wysokości 100 mg·dm⁻³. Warunki przepływu zdefiniowano przy pomocy zmiennego w czasie warunku drugiego rodzaju – FLUX, opisanego powyżej. W badaniach symulacyjnych pominięto czas rozkładu zanieczyszczeń i sorpcję.

Na poniższych rysunkach zaprezentowano wyniki przepływu zanieczyszczeń oraz saturację po 83 dniu symulacji.



Rys. 78. Rozkład stężenia zanieczyszczeń po 83 dniu symulacji **Fig. 78.** Distribution of pollutant concentration after 83rd day of simulation



Rys. 79. Rozkład nasycenia wodą (saturacja) badanego ośrodka po 83 dniu symulacji **Fig. 79.** Distribution of saturation in the investigated medium after 83rd day of simulation



Rys. 80. Powiększenie obszaru obliczeń (wg rys. 78) – zanieczyszczenia po 83 dniu symulacji. **Fig. 80.** Enlargement of calculation area (from Fig. 78) – pollutant concentration after 83rd day of simulation



Rys. 81. Powiększenie obszaru obliczeń (wg rys. 79) –saturacji 83 dniu symulacji **Fig. 81.** Enlargement of calculation zone (by Fig. 79) – saturation after 83rd day of simulation



Rys. 82. Saturacja – szczegół strefy przypowierzchniowej rysunku 79 **Fig. 82.** Saturation – detail of surface layer from Figure 79

Po 1 dniu symulacji zanieczyszczenie wynoszące 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 15 cm. Natomiast 10 mg·dm⁻³ można zaobserwować na głębokości ok. 2,2 m. Wyniki te pochodzą ze zbocza, na którym wybudowano tarasy wyposażone w kieszenie piaskowe. Obok kieszeni zanieczyszczenie o stężeniu 10 mg·dm⁻³ znajduje się na głębokości 0,9 m.

W odniesieniu do saturacji otrzymano następujące wyniki: 20% w kieszeniach piaskowych, w warstwie gliny mamy wartość wynoszącą 47%, dla pyłu 62%. Na poziomie występowania wody gruntowej wartość ta wynosi 100%, natomiast znajdującej się powyżej warstwie margli wartość ta wynosi ok. 60%. W warstwie gliny ciężkiej na głębokości 19,5-26,0 m obliczono saturację na poziomie wynoszącą 50%. Wyraźnie widać, że istniejąca w badanym profilu warstwa gliny pylastej (rozdział 2.2) skutecznie zatrzymuje wodę pochodzącą z opadów. Saturacja w obrębie tej warstwy wynosi również 100%. Po 5 dniu symulacji zanieczyszczenie wynoszące 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 15 cm. Natomiast stężenie 10 mg·dm⁻³ zaobserwowano na głębokości 2,8 m, – wyniki podobnie jak powyżej ze zbocza wyposażonego w tarasy z kieszeniami piaskowymi. W bezpośrednim sąsiedztwie kieszeni zanieczyszczenie o stężeniu 10 mg·dm⁻³ znajduje się na głębokości 2,4 m.

W odniesieniu do saturacji obliczenia symulacyjne wykazały: 20% w kieszeniach piaskowych, 47% w warstwie gliny, 62% dla pyłu. W obrębie warstwy wodonośnej (margle) nastąpiło podniesienie zwierciadła o 4 m w porównaniu z dniem 1. Saturacja w znajdującej się powyżej warstwie margli nie uległa zmianie – 60%. W warstwie gliny ciężkiej na głębokości 19,5-26 m saturacja wynosiła podobnie jak poprzednio 50%. W początkowo całkowicie nasyconej warstwie gliny pylastej wyraźnie zaznaczyły się nasycenia wynoszące 100% oraz wahające się w granicach ok. 70%.

Po 10 dniu symulacji zanieczyszczenie o stężeniu wynoszącym 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 15 cm. Natomiast stężenie 10 mg·dm⁻³ można zaobserwować na głębokości 3,6 m, (wyniki jak poprzednio ze zbocza z tarasami). W bezpośrednim sąsiedztwie kieszeni piaskowych stężenie o wysokości 10 mg·dm⁻³ znajduje się na głębokości 3,3 m.

Patrząc na rozkład stopnia nasycenia ośrodka wodą (saturacji) stwierdzono: 20% w kieszeniach piaskowych, 45% w warstwie gliny, 50% dla warstwy pyłu. W warstwie wodonośnej nie stwierdzono zmian w stosunku do wyników poprzednich.

Po 30 dniu stężenie zanieczyszczeń wynoszące 10 mg·dm⁻³ pojawiło się na głębokości 5,3 m w bezpośrednim sąsiedztwie kieszeni piaskowych oraz 5,6 m poniżej nich. Stężenie zanieczyszczenia wynoszące 100 mg·dm⁻³ sięga w obu badanych punktach 25 cm.

W przypadku stopnia nasycenia wodą wyraźne zmiany pojawiły się w warstwie gliny pylastej. Występuje tam coraz więcej miejsc z obniżającym się nasyceniem dochodzącym miejscami nawet do 40-50%.

Po 60 dniu symulacji stężenie zanieczyszczenia w wysokości 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 40 cm. Natomiast 10 mg·dm⁻³ zaobserwowano na głębokości 7,7 m. W bezpośrednim sąsiedztwie kieszeni stężenie zanieczyszczenia w wysokości 10 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 7,5 m.

Jeżeli rozpatrujemy nasycenie po 60 dniu to zmienia się ono w sposób najbardziej widoczny w warstwie gliny pylastej. Występuje tam kilka miejsc z nasyceniem dochodzącym miejscami od 70 do 100%. W warstwie margli powyżej zwierciadła wody gruntowej nastąpiło obniżenie saturacji do 40%.

Po 83 dniach badań symulacyjnych (rys. 78, 80) stężenie zanieczyszczenia wynoszące 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 40 cm. Natomiast 10 mg·dm⁻³ zaobserwowano na głębokości 9,1 m. W bezpośrednim sąsiedztwie kieszeni piaskowych stężenie 10 mg·dm⁻³ znajduje się na głębokości 8,7 m. Rozkład nasycenia wodą badanego ośrodka nie uległ istotnym zmianom w stosunku do 60 dnia symulacji.

Wariant 2

W ramach tego wariantu założono, że do układu dopływało zanieczyszczenie o zmiennym w czasie stężeniu. Jego wysokość uzależniona była od opadów atmosferycznych. Przyjęto, że jeżeli wystąpił opad to stężenie to wynosiło 100 mg·dm⁻³, natomiast w okresie bezdeszczowym jego wartość wynosiła 0 mg·dm⁻³. Warunki brzegowe transportu wody nie uległy zmianom. Podobnie jak poprzednio w badaniach symulacyjnych nie uwzględniono czasu rozpadu zanieczyszczeń i sorpcji. Na poniższych rysunkach zaprezentowano jedynie wyniki symulacji transportu zanieczyszczeń oraz saturację po 83 dniu symulacji.

Biorąc pod uwagę wartości stężeń zanieczyszczeń i rozkładu saturacji w obu wariantach obliczeniowych stwierdzono:

- jednakowy w obu wariantach rozkład saturacji w całym okresie symulacji,
- stężenie zanieczyszczeń na głębokościach poniżej 80 cm było jednakowe dla obu wariantach w całym okresie symulacji,
- zmiany wartości stężeń zaobserwowano w górnej (80 cm) warstwie gruntu rozpatrywanego ośrodka. Obszar o stężeniu 100 mg·dm⁻³ znajdował się ok. 80 cm poniżej poziomu z wariantu pierwszego. Górna warstwa badanego ośrodka była niemal wolna od zanieczyszczeń.



Rys. 83. Rozkład stężenia zanieczyszczenia po 83 dniu symulacji **Fig. 83.** Distribution of pollutant concentration after 83rd day of simulation



Rys. 84. Saturacja po 83 dniu symulacji **Fig. 84.** Saturation after 83rd day of simulation

142



Rys. 85. Koncentracja zanieczyszczeń – powiększenie fragmentu rysunku 83 **Fig. 85.** Pollutant concentration – detail from Figure 83



Rys. 86. Saturacja – powiększenie fragmentu rysunku 84 **Fig. 86.** Saturation – detail from Figure 84

Wyniki powyższe wskazują, że w górnej warstwie gleby nie następuje kumulacja zanieczyszczeń. Przepływają one do głębszych warstw albo też odprowadzane są na zewnątrz razem z wodą zasilającą proces ewapotranspiracji.

Wariant 3

W ramach tego wariantu założono, że do układu dopływa zanieczyszczenie o stałym stężeniu w wysokości 100 mg·dm⁻³. Warunki brzegowe i początkowe transportu wody przyjęto jak poprzednio. W badaniach symulacyjnych nie uwzględniono sorpcji. Natomiast w odniesieniu do zanieczyszczeń przyjęto czas rozpadu jak dla pestycydów nowej generacji, w wysokości 14 dni. Na poniższych rysunkach zaprezentowano wyniki przepływu zanieczyszczeń po 83 dniu symulacji.



Rys. 87. Rozkład stężenia zanieczyszczeń po 83 dniu symulacji **Fig. 87.** Distribution of pollutant concentration after 83rd day of simulation

Podobnie jak poprzednio nie stwierdzono różnic pomiędzy poszczególnymi wariantami obliczeń związanych z transportem wody w badanym ośrodku. Wielkość saturacji wszędzie była jednakowa. Zasięg obecności zanieczyszczeń był istotnie mniejszy od wyznaczonego w wariantach poprzednich. Po 83 dniach badań symulacyjnych stwierdzono, że zanieczyszczenie wynoszące 100 mg·dm⁻³ znajdowało się na głębokości 13 cm. Natomiast 10 mg·dm⁻³ zaobserwowano na głębokości 1,9 m (w wariancie 1 i 2 – 8,7-9,0 m).



Rys. 88. Stężenie zanieczyszczeń – powiększenie fragmentu rysunku 87 **Fig. 88.** Pollutant concentration – detail of Figure 87

Wariant 4

W ramach tego wariantu założono, że do układu dopływa zanieczyszczenie o stałym stężeniu w wysokości 100 mg·dm⁻³. Warunki transportu wody i zanieczyszczeń zdefiniowano jak w wariancie 3, jednakże podjęto tu próbę uwzględnienia zjawiska sorpcji. Liczono ją w oparciu o równanie Freundlicha. Do obliczeń przyjęto następujące wartości współczynników: $b_1 = 322$, $b_2 = 1,5$ [58]. Poniżej przedstawiono przykładowe wyniki symulacji uzyskane dla 83 dnia.

Podobnie jak poprzednio wyniki obliczeń stopnia nasycenia wodą były podobne do wyznaczonych jak poprzednio. Inaczej przedstawiała się sytuacja rozkładu zanieczyszczeń. Ich zasięg oddziaływania był wielokrotnie mniejszy niż we wszystkich poprzednich przypadkach. Po 83 dniach badań symulacyjnych stwierdzono stężenie zanieczyszczenia wynoszące 50 mg·dm⁻³ na głębokości 13 cm. Stężenie w wysokości 10 mg·dm⁻³ zaobserwowano na głębokości 26 cm.



Rys. 89. Rozkład stężenia zanieczyszczeń po 83 dniu symulacji **Fig. 89.** Distribution of pollutant concentration after 83rd day of simulation



Rys. 90. Powiększenie fragmentu rysunku 89 **Fig. 90.** Detail of Figure 89

4.7.5. Porównanie wyników symulacji uzyskanych dla zbocza wyposażonego i pozbawionego tarasów

We wszystkich rozpatrywanych wariantach obliczeń symulacyjnych dają się zaobserwować podobne różnice pomiędzy wynikami stężenia zanieczyszczeń oraz stopnia nasycenia wodą w odniesieniu do badanego zbocza wyposażonego w tarasy oraz pozbawionego tych zabezpieczeń. Zastosowanie tarasów wyposażonych w kieszenie piaskowe doprowadziło do znacznie głębszej migracji zanieczyszczeń do gruntu. Różnice te w wariancie 1 i 2 wynosiły około 60%. Uwzględnienie czasu rozpadu oraz zjawiska sorpcji spowodowało jednak zacieranie się różnic pomiędzy obszarami występowania i stężeniami zanieczyszczeń pomiędzy dwoma rozpatrywanymi zboczami.
Obok różnic w zasięgu i wartościach stężeń zanieczyszczeń występowały także różnice wilgotnościowe w obrębię tarasów i rowów infiltracyjnych w stosunku do terenu pozbawionego takich obiektów. Różnice te przedstawiono na rysunku 91.



Rys. 91. Porównanie wyników symulacji zawartości wilgoci dla zbocza naturalnego oraz wyposażonego w tarasy i rowy infiltracyjne

Fig. 91. Comparison between results of simulation for natural slope and slope equipped with terraces and infiltrational ditches

Zmiany zawartości wilgoci przy powierzchni gleby, na zboczu pozbawionym tarasów oraz wyposażonym w nie są niemal jednakowe. Różnice obliczonych wartości nie przekraczają 5%. Nieco inaczej przedstawia się sytuacja na głębokości 50 cm ppt. Przebieg wyznaczonych krzywych wskazuje, że obecność rowu infiltracyjnego powoduje większe uzależnienie zawartości wilgoci w glebie od warunków zewnętrznych (opady i ewapotranspiracja). Krzywa obrazująca zbocze wyposażone w taras i rów infiltracyjny przecina kilkakrotnie krzywą reprezentującą zbocze bez tarasów. Obecność rowów infiltracyjnych powoduje również wyraźnie większe przesuszenie gleby na rozpatrywanej głębokości w stosunku do zbocza pozbawionego rowów.

4.7.6. Symulacja oddziaływania studni filtracyjnej

Zastosowanie przegród piętrzących spływające po stokach i w dolinach wody opadowe stanowi, jak wcześniej wykazano, dobre zabezpieczenie przeciw-erozyjne oraz ogranicza powierzchniową migrację zanieczyszczeń obszarowych. Warunkiem skuteczności tego rozwiązania jest jednak utrzymanie odpowiedniej zdolności retencyjnej powstających przy przegrodach zbiorników. Obserwacje prowadzone na terenie obiektu "Olszanka" wskazują, że nie można w tym względzie bazować jedynie na naturalnym odparowaniu zgromadzonej wody do atmosfery.

Jako alternatywę dla rowów infiltracyjnych w celu odprowadzania nadmiaru wód opadowych zastosowano studnie chłonne. Odprowadzają one części zgromadzonych w zbiornikach retencyjnych wód do gruntu. Przykładową konstrukcję takiej studni przedstawiono na rysunku 92.



Rys. 92. Schemat typowej zainstalowanej studni chłonnej (rysunek inwentaryzacyjny) **Fig. 92.** Scheme of typical installed well (inventarisation scheme)

Obserwacje prowadzone w latach 1999-2004 potwierdzają dużą skuteczność współpracy studni chłonnych z przegrodami piętrzącymi. Dawało się to szczególnie zauważyć w okresie wiosennym i jesiennym. Powstaje jednak pytanie, jaki są zdolności infiltracyjne oraz zasięg oddziaływania tych studni i czy ich zastosowanie takich nie spowoduje zanieczyszczenia warstw wodonośnych. Do odpowiedzi na to pytanie zastosowano opisany powyżej model FEFLOW. Równolegle z badaniami symulacyjnymi prowadzono monitoring wilgotnościowy w glebie, w sąsiedztwie studni. Badania ograniczono do rozpatrywanego przekroju badawczego na wysokości przegrody nr 6. na rysunku 93. Dzięki dokonanym odwiertom geotechnicznym (rozdział 2.2) oraz rozpoznaniu literaturowemu – istniejące w pobliżu odwierty studzienne posłużyły do opracowania profilu geologicznego, wykorzystanego w dalszych obliczeniach symulacyjnych.

Vip 271.8 0 255.8 0 0.3 0 12225	278.5
	259,34
	247,34
4 8 4 	
	1204.24
	zwierciadło ustabilizowane
poziom porównawczy	193,34
długość [m] 20 43 28.5 3.5 90.5]

LEGENDA:



Rys. 93. Profil geologiczny w przekroju lokalizacji studni chłonnej – przegroda nr 6 **Fig. 93.** Geological profile in cross-section of localization of infiltrational well – barrier number 6

W badaniach symulacyjnych założono, że woda do rozpatrywanego profilu gruntowego doprowadzana jest od góry poprzez studnię chłonną, a od dołu przez przepuszczalną warstwę wodonośną. Zwierciadło wody podziemnej, zgodnie dokonanym rozpoznaniem przyjęto jako swobodne i usytuowane na głębokości 69 m. p.p.t. tj. 204,4 m. npm. Symulacje numeryczne obejmowały transport wody i masy – wybranego zanieczyszczenia wskaźnikowego o czasie rozpadu 2 tygodnie oraz o znanej wartości współczynnika sorpcji w gruncie.

Badania modelowe

Badania modelowe oparto na uprzednio zdefiniowanej siatce elementów skończonych przedstawionej na rysunku 94.





Zgodnie z wymagana procedurą obliczeń modelowych określono warunki brzegowe i początkowe zarówno w odniesieniu do transportu wody jak i przyjętego zanieczyszczenia.

Górny warunek brzegowy przepływu przyjęto jako zmienny w czasie. Związany on został z głębokością wody nad rozpatrywana studnią chłonną, w zbiorniku retencyjnym przy przegrodzie piętrzącej. Do wyznaczenia tej głębokości wykorzystano własny model numeryczny oparty o teorię Pennmanna parowania z lustra wody. Wielkość napełnienia zbiornika wyznaczano dla sezonu badawczego 2002 r. Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 95.

Zgodnie z wymaganą procedurą obliczeń modelowych określono warunki brzegowe i początkowe zarówno w odniesieniu do transportu wody jak i przyjętego zanieczyszczenia.

Górny warunek brzegowy przepływu przyjęto jako zmienny w czasie. Związany on został z głębokością wody nad rozpatrywana studnią chłonną, w zbiorniku retencyjnym przy przegrodzie piętrzącej. Do wyznaczenia tej głębokości wykorzystano własny model numeryczny oparty o teorię Pennmanna [54] parowania z lustra wody. Wielkość napełnienia zbiornika wyznaczano dla sezonu badawczego 2002 r.



Rys. 95. Wartości opadów oraz obliczone wysokości parowania z powierzchni lustra wody, dla sezonu badawczego 2002

Fig. 95. Values of rainfall and calculated heights of potential evaporation from water table, for research season 2002

Dolny warunek przyjęto jako stały, odpowiadający wysokości zwierciadła wody podziemnej. Warunki brzegowe dla transportu zanieczyszczeń oraz warunki początkowe przyjęto jednakowo jak w rozdziale 4.7.4.

Wariant I

W wariancie tym założono brak rozpadu zanieczyszczeń oraz brak zjawiska ich sorpcji w gruncie. Przykładowe wynik obliczeń z 42 dnia przedstawiono na rysunkach 96 i 97.



Rys. 96. Układ rozmieszczenia zawartości wilgoci w badanym profilu, po 42 dniu symulacji **Fig. 96.** Soil moisture distribution in the investigated profile after 42nd day of simulation

Przy poczynionych założeniach stwierdzono, że rozpatrywana studnia chłonna odprowadzająca zanieczyszczoną wodę do gruntu negatywnie oddziałuje na wody gruntowe. Już 42 dnia symulacji, zanieczyszczenie wskaźnikowe, którego stężenie początkowe wynosiło 100 mg·dm³ przedostaje się do zwierciadła wody gruntowej.



Rys. 97. Układ rozmieszczenia stężenia zanieczyszczenia wskaźnikowego, po 42 dniu symulacji – przebicie zanieczyszczenia do warstwy wodonośnej

Fig. 97. Distribution of indicatoral pollutant concentration after 42^{nd} – penetration of pollutant to the water layer

Dokonano również obliczeń bilansowych pozwalających na stwierdzenie zdolności chłonnych rozpatrywanej studni. Wyniki obliczeń bilansowych przedstawiono na rysunku 98.



Rys. 98. Wyniki obliczeń bilansowych ilości wody i zanieczyszczeń wprowadzanych do gruntu przez studnię chłonną, w oparciu o przeprowadzoną symulację

Fig. 98. Results of balance calculations of water and pollutants amount inserted into ground by well – results of done simulation

Dobowa ilość wody przejmowana przez rozpatrywany profil gruntowy wahała się w całym okresie badań symulacyjnych od 1,4 do 1,6 m³·d⁻¹. Nie uwzględniono tu jednak zjawiska kolmatacji wypełnienia filtracyjnego studni. Zdolność chłonna, bez zastosowania przedstawionej na rysunku 92 obsypki filtracyjnej i jej okresowej wymiany będzie istotnie malała w czasie.

Wariant II

W tym wariancie obliczeń założono, że rozpatrywane zanieczyszczenia ulegają rozpadowi po 2 tygodniach – jak dla pestycydów nowej generacji. Przykładowe wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 99.



Rys. 99. Układ rozmieszczenia stężenia badanego zanieczyszczenia wskaźnikowego po 82 dniu symulacji

Fig. 99. Distribution of investigated indicatoral pollutant concentration after 82nd day of simulation

Układ wilgotnościowy rozpatrywanego profilu gruntowego nie zmienił się w stosunku do wariantu I. Zupełnie inaczej jednak przedstawia się rozkład zanieczyszczeń w tym profilu. Po początkowym okresie wzrostu zasięgu, około 21 dnia symulacji nastąpiła stabilizacja rozkładu zanieczyszczenia. Jego zasięg i rozkład stężeń nie zmienił się do ostatniego, 82 dnia symulacji.

Poczynione założenie o czasie rozpadu zanieczyszczenia wskaźnikowego doprowadziło do ograniczenia jego zasięgu oddziaływania. Woda gruntowa w tych warunkach pozostaje nieskażona w całym okresie symulacji.

Wariant III

W wariancie tym pominięto czas rozpadu zanieczyszczenia wskaźnikowego. Przyjęto natomiast założenie o występowaniu zjawiska sorpcji, obliczanego wg opisanej wcześniej formuły Freundlich'a. Współczynniki sorpcji do tego wzoru przyjęto jak dla DDT za [58]. Warunki brzegowe i początkowe transferu wody pozostały bez zmian (rys. 100 i 101).



Rys. 100. Układ rozmieszczenia stężenia zanieczyszczenia wskaźnikowego w profilu gruntowym po 82 dniu symulacji. Zaznaczono obszar powiększenia

Fig. 100. Distribution of indicatoral pollutant concentration in soil profile after 82nd day of simulation. Region of enlargement was marked



Rys. 101. Powiększenie zaznaczonego na rys. 100 obszaru. Rozkład stężeń zanieczyszczenia wskaźnikowego po 82 dniu symulacji

Fig. 101. Detail of marked region on Fig. 100. Distribution of indicatoral pollutant after 82nd day of simulation

4.7.7. Wnioski

Biorąc pod uwagę dokonane wielowariantowe obliczenia symulacyjne można stwierdzić, że:

- zastosowany model symulacyjny oddziaływania zabezpieczeń przeciwerozyjnych na środowisko, w warunkach przyjętego fragmentu obiektu "Olszanka" może być wykorzystywany do oceny oddziaływania zastosowanych tarasów i rowów infiltracyjnych na środowisko gruntowo wodne, pod warunkiem połączenia go z modelem wyznaczającym ewapotranspirację aktualną;
- pomimo wykazanych niedoskonałości modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń na obiekcie wyposażonym w urządzenia przeciwerozyjne, dokonane wariantowe obliczenia symulacyjne wykazały, że w rozpatrywanych warunkach nie istnieje niebezpieczeństwo skażenia warstwy wodonośnej przyjętym zanieczyszczeniem wskaźnikowym. Przedłużenie czasu obliczeń symulacyjnych do 365 dni w warunkach braku sorpcji i rozpadu zanieczyszczeń potwierdziło ten wniosek;
- zastosowanie tarasów wyposażonych w kieszenie infiltracyjne pełniące rolę rowów infiltracyjnych spowodowało zwiększenie zasięgu i zakresu zmian dynamiki uwilgotnienia w stosunku do zbocza pozbawionego tego rodzaju infrastruktury. Różnice te były jednak niewielkie. Wynikać to może z faktu, że zadany górny warunek brzegowy nie uwzględniał spływu powierzchniowego wód opadowych. Zakładano, że cały opad infiltruje do gleby. Z pewnością w dalszych badaniach symulacyjnych należy to zjawisko uwzględnić;
- zdolność chłonną studni, zgodnie z dokonanym obliczeniem bilansowym oceniono, w badanych warunkach, na 1,4÷1,6 m³·d⁻¹. Pamiętać jednak należy, że jej wartość maleje wraz z nieuchronną kolmatacją warstwy filtracyjnej studni. Szczególnego znaczenia w tym względzie nabiera konstrukcja studni – zastosowanie obsypki filtracyjnej na wlocie studni oraz okresowa wymiana tej obsypki.

5. WERYFIKACJA EMPIRYCZNA

5.1. Prowadzone badania weryfikacyjne

Badania weryfikacyjne wdrażanych modeli numerycznych oparto przede wszystkim o monitoring uwilgotnienia gleb, meteorologiczny oraz geodezyjny, realizowany przez zespół M. Patro z Akademii Rolniczej w Lublinie.

Prowadzony na terenie obiektu "Olszanka" monitoring uwilgotnienia polegał na pomiarach wilgotności gruntu w wybranych punktach badanych profili glebowych – na powierzchni terenu oraz na kilku głębokościach pod powierzchnią terenu. Rysunek 102 przedstawia układ przestrzenny wybranych podstawowych punktów pomiaro-

wych. Badania monitorujące uzupełniano o pomiary w wybranych punktach tymczasowych. Pomiary zmian dynamiki uwilgotnienia gruntów w wybranych punktach terenowych wykonywano równolegle z pomiarami warunków meteorologicznych prowadzonymi bezpośrednio na obiekcie przez zespół M. Patro i T. Węgorka z Akademii Rolniczej w Lublinie [104].



Rys. 102. Rozmieszczenie punktów pomiarowych (prostokąty) oraz niektórych przegród przeciwerozyjnych (okręgi)

Podstawową metodą pomiaru zawartości wody w gruncie był pomiar bezpośredni realizowany przy użyciu miernika TDR FOM lubelskiej firmy "EASY TEST". Zastosowany miernik charakteryzuje się błędem całkowitym pomiaru rzędu 2% (wg danych producenta). Zasięg obszaru pomiaru zastosowanych sond przyjmuje postać walca o średnicy 50 mm i wysokości tworzącej 110 mm, licząc od osi sondy [38].

Jako metodę kontrolno-porównawczą do zastosowania FOM przyjęto tradycyjną metodę wagową. Metoda wagowa polegała na poborze próbek gruntu do szczelnie zamykanych stalowych cylindrów o pojemności 50 cm³, wyznaczeniu masy próbek bezpośrednio po poborze oraz prażeniu w temperaturze 105°C. Następnie wysuszone próbki ważono powtórnie w celu określenia ich suchej masy – wg

Fig. 102. Localization of measurement points (squares) and chosen antierosion barriers (circles)

Malickiego[73] i Myślińskiej [87]. Na podstawie przeprowadzonych pomiarów masy można było wyznaczyć procentową zawartość wody w próbce gruntu.



Rys. 103. Zestawienie wyników monitoringu wilgotnościowego z wynikami pomiarów warunków meteorologicznych (temperatura i opady deszczu)

Fig. 103. Results of soil moisture monitoring and atmospheric conditions measurements (temperature and rainfall)

Rysunek 103 przedstawia graficzne zestawienie zmian dynamiki uwilgotnienia gruntów w różnych, wybranych punktach pomiarowych z pomierzonymi wartościami opadu i temperatury powietrza. Widać wyraźnie, iż wilgotność gleby jest uzależniona w różnym stopniu na różnych poziomach pod powierzchnią terenu od zewnętrznych warunków meteorologicznych – zarówno temperatury powietrza jak i opadu deszczu. Wzrost temperatury powoduje intensyfikację ewapotranspiracji co prowadzi do osuszania profilu glebowego. Natomiast opady atmosferyczne, poprzez infiltrację wód powierzchniowych w głąb profilu, w naturalny sposób zasilają gleby w wodę podnosząc poziom uwilgotnienia.

5.2. Weryfikacja modelu spływu wód opadowych

W celu zweryfikowania wyników uzyskiwanych za pomocą opracowanego przez autorów modelu, dokonano symulacji dla warunków wybranego fragmentu obiektu "Olszanka". Porównanie wyników badań symulacyjnych z obserwacjami terenowymi powinno pozwolić na ocenę wiarygodności uzyskiwanych wyników obliczeniowych. Bez pozytywnego efektu porównań danych obliczeniowych i obserwacji terenowych trudno również mówić o propozycji metody projektowania lokalizacji przegród piętrzących (hamujących), opartej o przedstawiony model.



Rys. 104. Fragment obiektu "Olszanka" – wybrana zlewnia [103] **Fig. 104.** A part of Olszanka object – the chosen catchement [103]

Dane obserwacyjne, z okresu lat 1998-2004 wskazują, że zainstalowane przegrody piętrzące skutecznie hamowały postępowanie erozji wodnej w warunkach opadu nie przekraczającego 20 mm·d⁻¹, przy czym należy dodać, że niejednokrotnie całość tego opadu trwała 1 godzinę. Pomiary intensywności opadu dokonywano za pomocą zlokalizowanego na terenie obiektu deszczomierza [104]. Oceny skuteczności zabezpieczeń dokonano na podstawie badań geodezyjnych [103] oraz na podstawie obserwacji własnych autorów opracowania, jak również użytkownika obiektu.Do obliczeń symulacyjnych wybrano fragmentu obiektu "Olszanka" (rys. 104). Fragment ten obejmował zlewnię i dolinę spływową opisaną przez istniejące przegrody nr 9, 8, 7 i 6.

Do opisu doliny wykorzystano dokonany przez autorów w trakcie przeprowadzonej inwentaryzacji przekrój podłużny – rysunek 105.



Rys. 105. Przekrój podłużny przez wybraną dolinę spływową– wg Inwentaryzacji [91] **Fig. 105.** Longitudinal cross-section through the chosen valley [91]



Rys. 106. Schemat obliczeniowy wybranej zlewni i doliny spływowej, @ – numer przegrody **Fig. 106.** Computational scheme of chosen valley and catchments, @ – number of the barrier

Biorąc pod uwagę zebrane materiały inwentaryzacyjne możliwe było stworzenie schematu obliczeniowego, wykorzystanego bezpośrednio w trakcie symulacji (rys. 106).

Parametry przekroju poprzecznego doliny spływowej przyjęto jako stałe na całej długości, zgodnie ze schematem przedstawionym na rysunku 107.



Rys. 107. Schemat przekroju poprzecznego doliny spływowej **Fig. 107.** Scheme of longitudinal cross-section of valley

Obliczenia symulacyjne przeprowadzono w oparciu o następujące założenia:

- intensywność deszczu była stała w czasie symulacji i wynosiła 5, 10, 20 i 30 mm·h⁻¹
- symulację prowadzono do chwili ustabilizowania się prędkości przepływu,
- początek symulacji spływu po stoku był jednoczesny z rozpoczęciem opadu deszczu,
- symulację przepływu w dolinie spływowej prowadzono w warunkach ustabilizowanej prędkości wód spływających ze stoków – początek symulacji odpowiadał 5-7 minucie deszczu,
- nie uwzględniano tarasów zlokalizowanych na stokach, jako elementów zainstalowanych znacznie później niż przegrody piętrzące,
- spływające wody opadowe nie przedostawały się przez przegrody.

Wyniki obliczeń symulacyjnych przedstawiono na rysunkach 108 i 109.

Rysunek 108 przedstawia dynamikę stabilizacji układu prędkości przepływu w badanej dolinie spływowej w warunkach ustabilizowanego dopływu ze stoków dopływowych. Wykresy oznaczone jako (A) przedstawiają wyniki symulacji przepływu wody w sytuacji braku, zaś (B) w warunkach uwzględniania obecności przegród piętrzących. Z rysunku tego wynika, że pełna stabilizacja przepływu pojawia się już w 4 minucie symulacji, a nawet dla odcinków pomiędzy przegrodami piętrzącymi stabilizacja ta pojawia się już po 2 minutach symulacji. Pamiętać jednak należy, że zgodnie z założeniami pomijany jest tu czas stabilizacji prędkości dopływu wody ze stoków zasilających.

Widoczne na wykresach (A) załamania linii obrazujących prędkości przepływu są spowodowane, obok czasu symulacji, również zmianami spadku dna doliny spływowej, jak również długości i spadków stoków zasilających. Wydaje się, że przy bardziej szczegółowej dyskretyzacji całego badanego obiektu linie te powinny ulec pewnemu wygładzeniu. Wymaga to jednak, przy obecnym stadium opracowanego modelu numerycznego, znacznego nakładu czasowego zarówno obliczeń jak i przygotowywania danych wejściowych.



Rys. 108. Wyniki symulacji obrazujące dynamikę układu prędkości wody w badanej dolinie bez uwzględniania (wykres A) oraz przy uwzględnianiu (wykres B) przegród piętrzących. Założona stałą intensywność deszczu wynosiła 5 (po lewej) i 10 mm·s⁻¹ (po prawej). 9, 8, 7, 6 – lokalizacja przegród piętrzących

Fig. 108. Results of simulation describing distribution of velocity in researched valley without (graph A) and with (graph B) taking into consideration the antierosion barriers. Adopted constant rainfall 5 (left), 10 (right) mm s⁻¹. 9, 8, 7, 6 – localization of barriers

Wykresy oznaczone jako (B) przedstawiają wyraźny hamujący wpływ zlokalizowanych w dolinie przegród piętrzących. Prędkości stabilizują się pomiędzy przegrodami na różnych poziomach, zależnie od spadku dna doliny, długości oraz spadku stoków zasilających.

Wyniki symulacji obrazujące ustabilizowany rozkład prędkości dla pozostałych intensywności oraz ich porównanie z prędkościami dopuszczalnymi przedstawiono na rysunku 109. Porównanie uzyskiwanych na bazie obliczeń symulacyjnych prędkości przepływu z prędkościami dopuszczalnymi (0,96 oraz 1,2 m·s⁻¹) wskazuje, że w przypadku braku przegród piętrzących są one przekraczane przy każdej z założonych intensywności opadu. Obrazuje to sytuację sprzed zabudowy przegród, kiedy to obserwowano bardzo intensywne procesy erozji wodnej w tym rejonie. Pod tym względem wyniki symulacji można uznać za wiarygodne.



Rys. 109. Wyniki symulacji obrazujące układ prędkości wody w badanej dolinie bez uwzględniania (linie A) oraz przy uwzględnianiu (linie B) przegród piętrzących. Założona stałą intensywność deszczu wynosiła 5, 10, 20 i 30 mm·s⁻¹. 9, 8, 7, 6 – lokalizacja przegród piętrzących **Fig. 109.** Results of simulation describing distribution of velocity in researched valley without (lines

A) and with (lines B) taking into consideration the antierosion barriers. Adopted constant rainfall 5, 10, 20 i 30 mm s⁻¹. 9, 8, 7, 6 – localization of barriers

Uwzględnienie przegród piętrzących zmniejsza w sposób istotny uzyskiwane prędkości maksymalne. Ich porównanie z prędkościami dopuszczalnymi wskazuje, że prędkość 0,96 m·s⁻¹ jest przekraczana dla każdej rozpatrywanej intensywności opadu. Prędkość wynosząca 1,2 m·s⁻¹ została przekroczona pomiędzy przegrodami dla intensywności opadu wynoszącej 10, 20 i 30 mm·h⁻¹, przy czym w przypadku intensywności 10 mm h^{-1} przekroczenie to pojawiło się jedynie pomiędzy przegrodą 9 i 8 i było stosunkowo niewielkie (1,28 m s⁻¹).

Pomimo obecności przegród hamujących przepływ, na odcinku początkowym, dla każdej założonej intensywności opadu, następuje wyraźnie przekroczenie prędkości dopuszczalnych. Na odcinku tym, w terenie, powinny być widoczne ciągłe procesy erozyjne. Wizje lokalne potwierdziły ich występowanie. Podjęte zostały również działania zmierzające do ich ograniczenia. Niestety w optymalnym pod względem lokalizacji przegrody hamującej miejscu brak możliwości, z racji użytkowania terenu, zastosowania takiego rodzaju zabezpieczenia.

Jak wcześniej wspomniano obserwacje terenowe wskazują, że zainstalowany system przegród nie dopuszczał do powstawania szkód erozyjnych, w warunkach sezonu wegetacyjnego, przy opadach nie przekraczających 20 mm·d⁻¹, nawet jeżeli całość tego opadu przypadała na 1 godzinę. Wielkość ta ulegała zmniejszeniu, w przypadku występowania opadów w ciągu kolejno następujących po sobie dni. Jest to z pewnością wynikiem stopniowego nasycania przypowierzchniowego profilu glebowego i brakiem zatrzymywania opadu na powierzchni roślin. Pomimo tych ograniczeń, zgodnie z sugestią użytkownika terenu, za graniczną wartość skuteczności można przyjąć opad w wysokości 20 mm·h⁻¹.

Porównanie wyników symulacji numerycznych, przeprowadzonych z wykorzystaniem opracowanego przez autorów modelu, z wynikami obserwacji terenowych sugeruje, że za optymalny dla celów wyznaczania lokalizacji przegród piętrzących, w warunkach obiektu "Olszanka" należy przyjąć opad o intensywności 10 mm·h⁻¹.

Stwierdzenie powyższe wskazuje, że możliwe jest zastosowanie prezentowanego powyżej modelu symulacyjnego do wyznaczania lokalizacji przegród piętrzących w warunkach obiektu "Olszanka". Tym samym osiągnięto jeden z założonych celów badań.

5.3. Weryfikacja empiryczna modelu oddziaływania na środowisko gruntowowodne rozpatrywanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych

Równolegle z badaniami symulacyjnymi prowadzono badania terenowe, polegające na monitorowaniu wilgotności gleby na różnych głębokościach stoku naturalnego oraz wyposażonego w tarasy i rowy infiltracyjne. Na rysunku 110 przedstawiono przykładowe porównanie tych wyników z wynikami obliczeń symulacyjnych, zrealizowane dla sezonu badawczego 2002 r.

Przedstawione na rysunku 110 porównanie wyników obliczeniowych i rezultatów pomiarów wykazuje podobny przebieg i uzależnienie od warunków zewnętrznych (opady i ewapotranspiracja). Niestety krzywa obliczeniowa biegnie wyraźnie poniżej krzywej pomiarowej. Wiąże się to z całą pewnością z przyjęciem do górnego warunku brzegowego wyznaczonych wartości ewapotranspiracji potencjalnej a nie aktualnej. Takie uwarunkowanie musiało doprowadzić do znacznie większego przesuszenia wyznaczanego drogą symulacji w stosunku do danych pomiarowych. Wydaje się, że w przypadku wykorzystania modelu FE-FLOW do wyznaczania warunków wilgotnościowych profili glebowych konieczne jest skojarzenie go z innym modelem wyznaczającym wartości ewapotranspiracji aktualnej. Modelem takim może być model SWATREZ (H. Zaradny, IBW PAN Gdańsk) lub SWAP (Wageningen). Obecnie trwają prace nad takim hybrydowym połączeniem obu modeli.





Fig. 110. Results of numerical calculations and their comparison to field measurements (terraced slope, depth 50 cm) – with rainfall and potential evapotranspiration (EVTP) curves added

W roku 2003 rozszerzono zakres prowadzonych pomiarów wilgotnościowych o szereg dodatkowych punktów zarówno na zboczu wyposażonym w tarasy jak i pozbawionym tych zabezpieczeń. Hybrydowe połączenie modeli wyznaczających warunki wilgotnościowe, w powiązaniu z rozszerzonym materiałem weryfikacyjnym powinny pozwolić na znacznie lepszą kalibrację i przybliżenie wyników symulacji do rzeczywistości.

Wnioski:

Biorąc pod uwagę przeprowadzone obliczenia symulacyjne można stwierdzić, że:

- zastosowany model symulacyjny, w warunkach przyjętego fragmentu obiektu "Olszanka" może być wykorzystywany do oceny oddziaływania zastosowanych tarasów i rowów infiltracyjnych na środowisko gruntowo wodne, pod warunkiem skojarzenia go z modelem wyznaczającym ewapotranspirację aktualną;
- pomimo wykazanych niedoskonałości modelu, dokonane wariantowe obliczenia symulacyjne wykazały, że w rozpatrywanych warunkach nie istnieje niebezpieczeństwo skażenia warstwy wodonośnej przyjętym zanieczyszczeniem wskaźnikowym. Przedłużenie czasu obliczeń symulacyjnych do 365 dni w warunkach braku sorpcji i rozpadu zanieczyszczeń potwierdziło ten wniosek;
- zastosowanie tarasów wyposażonych w kieszenie infiltracyjne pełniące rolę rowów infiltracyjnych spowodowało zwiększenie zasięgu i zakresu zmian dynamiki uwilgotnienia w stosunku do zbocza pozbawionego tego rodzaju infrastruktury. Różnice te były jednak niewielkie. Wynikać to może z faktu, że zadany górny warunek brzegowy nie uwzględniał spływu powierzchniowego wód opadowych. Zakładano, że cały opad infiltruje do gleby. Z pewnością w dalszych badaniach symulacyjnych należy to zjawisko uwzględnić. Górny warunek brzegowy będzie zadawany w oparciu o model opracowany wg założeń przedstawionych w rozdziale 4.7.

5.4. Weryfikacja empiryczna symulacji oddziaływania studni infiltracyjnej

Weryfikacja empiryczna przeprowadzonych obliczeń symulacyjnych ograniczona została jedynie do dynamiki zmian uwilgotnienia powierzchniowej warstwy gruntu. Oparto się w niej również o przedstawione w Inwentaryzacji [91,92] wyniki badań jakościowych wody ujmowanej ze studni głębinowej zlokalizowanej w bezpośrednim sąsiedztwie gospodarstwa "Euro-East". Niestety z racji dostępnego sprzętu nie prowadzono badań zmian uwilgotnienia głębszych warstw gruntu. Pominięto również całkowicie badania jakościowe zanieczyszczenia wody glebowej w warstwie przypowierzchniowej i warstwach głębszych.

Wyniki badań jakościowych wód ujmowanych za pomocą studni głębinowej usytuowanej w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu "Olszanka" (około 1,5 km od rozpatrywanej studni chłonnej) nie wykazują przekroczenia żadnego z badanych, podstawowych wskaźników. Nie stwierdzono dotychczas przekroczenia dopuszczalnych wartości związków azotu, fosforu i chloru. Pod względem bakteriologicznym woda również spełnia wymagania stawiane wodzie do picia.

Monitoring wilgotnościowy w sezonie badawczym 2002 prowadzono na trzech głębokościach: 25, 50 i 100 cm p.p.t. Punkty pomiarowe zlokalizowano w odległości około 3 m od studni chłonnej, od strony powietrznej przegrody pię-trzącej. Punkty te zlokalizowane były w pobliżu uprawy ziemniaków – odległość od pierwszej bruzdy wynosiła ok. 1.5 m. W trakcie pomiarów nie uniknięto okresowego zarastania odsłoniętego miejsca pomiarowego trawą i chwastami. Wyniki badań porównawczych przedstawiono na rysunku 111.



Rys. 111. Zestawienie porównawcze rezultatów obliczeniowych oraz wyników monitoringu terenowego dynamiki zmian uwilgotnienia, w sezonie badawczym 2002

Fig. 111. Comparison between calculation results and field measurements of moisture dynamics in research season 2002

Przedstawione na rysunku 111 zestawienie wskazuje, że rezultaty obliczeń symulacyjnych są niemal zgodne z wynikami pomiarowym na głębokości 100 cm. Wilgotność na tym poziomie pozostawała niemal stała przez cały czas trwania pomiarów i obliczeń.

Zestawienie dla warstwy 50 cm p.p.t. również wykazuje dużą zgodność rezultatów obliczeniowych z wynikami pomiarowymi. Zauważalny spadek wartości pomierzonych w stosunku do obliczonych pojawia się po około 40 dniach badań. Wydaje się, że jest on skutkiem oddziaływania korzeni roślin znajdujących się w pobliżu punktów pomiarowych. Pamiętać należy również, że okres ten pozbawiony był większych opadów deszczu.

Największe różnice pojawiają się w warstwie 25 cm p.p.t. Pomierzone wartości zawartości wilgoci znajdują się na wyraźnie niższym poziomie od wielkości obliczonych. Wydaje się, że różnice te wynikają przede wszystkim z braku uwzględniania parowania z powierzchni gleby oraz powierzchni liści roślin, w bezpośrednim sąsiedztwie punktów pomiarowych. Z punktu widzenia oddziaływania rozpatrywanej studni chłonnej na środowisko gruntowo wodne różnice te, jak się wydaje, nie mają istotnego znaczenia.

Wnioski:

- Badania symulacyjne i przeprowadzona weryfikacja empiryczna dynamiki zmian uwilgotnienia gleby w sąsiedztwie rozpatrywanej studni chłonnej wykazała, że zastosowany model FEFLOW można wykorzystywać do dokonywania ocen oddziaływania na środowisko tego typu obiektów.
- Weryfikacja empiryczna dynamiki zmian uwilgotnienia, przeprowadzona dla warstwy przypowierzchniowej wykazała dobrą zgodność wyników symulacji z pomiarowymi, na głębokości 100 i 50 cm p.p.t. Warstwa przypowierzchniowa (25 cm p.p.t.) może być prawidłowo opisywana jedynie przy uwzględnieniu parowania z powierzchni gleby i liści znajdujących się tam roślin.
- Dokonane obliczenia symulacyjne, oraz analiza wyników badań jakościowych wody ujmowanej ze studni głębinowej zlokalizowanej w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu, wskazują, że rozpatrywana studnia chłonna, zintegrowana ze zbiornikiem retencyjnym wód opadowych może być stosowana bez szkody dla środowiska gruntowo-wodnego.
- Zdolność chłonną studni, zgodnie z dokonanym obliczeniem bilansowym oceniono, w badanych warunkach, na 1,4-1,6 m³·d⁻¹. Pamiętać jednak należy, że zdolność ta maleje wraz z nieuchronną kolmatacją warstwy filtracyjnej studni. Szczególnego znaczenia w tym względzie nabiera konstrukcja studni – zastosowanie obsypki filtracyjnej na wlocie studni oraz okresowa wymiana tej obsypki.

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Prowadzone w Polsce badania nad zjawiskiem erozji wodnej terenów rolniczych posiadają bogate tradycje. Niestety problematyka ta jest wciąż aktualna z racji zmieniającej się struktury uprawowej, intensyfikacji produkcji oraz konieczności obniżania jej kosztów. Dokonany w pracy przegląd literatury wykazał, że nie istnieją rozwiązania uniwersalne, możliwe do zastosowania w każdym terenie, przy niewielkich kosztach inwestycyjnych i eksploatacyjnych. Warto tu zauważyć, że problem erozji wodnej dotyczy około 30% naszego powierzchni naszego kraju, a w wielu rejonach jest on szczególnie nabrzmiały. Wszystko to razem skłania do kontynuowania wysiłków badawczych prowadzących do ograniczania skali i zasięgu tego niekorzystnego zjawiska.

Drugim, obok erozji, problemem powszechnym na terenach rolniczych jest wciąż rosnący stopień skażenia wód powierzchniowych i gruntowych. Obszarowe źródło zanieczyszczeń, jakim jest produkcja rolnicza, wymaga niekonwencjonalnych sposobów unieszkodliwiania lub ograniczania zasięgu ich oddziaływania. Badania nad obszarowymi zanieczyszczeniami rolniczymi wód gruntowych obszarów erodowanych są bardzo skromne i ograniczają się na ogół do określania stanu ich czystości. Brakuje natomiast badań opisujących ilościowo procesy związane z przedostaniem się składników nawozowych oraz pestycydów do wód, a także badań nad sposobami zapobiegania tym zanieczyszczeniom.

Wydaje się, że ideałem byłoby opracowanie systemu zabezpieczeń, który łączyłby w sobie zarówno ochronę przeciwerozyjną jak i przed rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych pochodzenia rolniczego. Prezentowany projekt jest pierwszą w Polsce próbą opracowania takiego systemu. Dzięki nawiązanej współpracy z gospodarstwem sadowniczym firmy "Euro-East" w Olszance autorzy opracowania mogli uczestniczyć i współtworzyć system monitoringu oraz zasad projektowania.

Prezentowany zakres prac związany jest z zagadnieniem ochrony środowiska na terenach intensywnie użytkowanych rolniczo. Zakres projektu obejmuje problematykę ochrony jakości wód powierzchniowych (zanieczyszczenia obszarowe) w powiązaniu z ochroną powierzchni ziemi przed erozją wodną. Całość prac realizowana była na 200 ha obiekcie, gdzie obserwowane są niemal wszystkie typowe problemy ochrony przeciwerozyjnej i kształtowania środowiska gospodarstw wielkotowarowych, intensywnie użytkowanych rolniczo.

Poddany badaniom teren gospodarstwa, stanowiący poligon wdrażania "zintegrowanego systemu ochrony przeciwerozyjnej i przeciw rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń pochodzących z produkcji rolniczej" wybrano bardzo starannie. Łączy on w sobie wszystkie czynniki sprzyjające erozji i zanieczyszczeniom. Posiada również dobrze udokumentowaną historię zmagań z problemem erozji wodnej. Szereg podejmowanych tam w przeszłości działań miało charakter pilotażowy – eksperymentalny, a wdrożone systemy i uzyskiwane rezultaty mogą być upowszechniane i wprowadzane w innych regionach kraju, na terenach wyżynnych, narażonych na erozję wodną.

Zrealizowane w ramach projektu badawczego prace wykazały:

 wciąż niesatysfakcjonujący stan badań w Polsce i w Europie nad problematyką erozji wodnej i rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń obszarowych pochodzących z polowej produkcji rolniczej. Podjęta w projekcie problematyka jest wciąż ważna i aktualna;

- brak tanich i skutecznych rozwiązań zabezpieczających, łączących w sobie zarówno ochronę przeciwerozyjną, jak i przed zanieczyszczeniami obszarowymi na terenach rolniczych;
- dokonany przegląd literatury wykazał unikalność przyjętego w projekcie rozwiązania systemu zabezpieczającego. Jest to pierwsza w Polsce próba wdrożenia takiego systemu;
- badania parametryzujące podłoże gruntowe obiektu wykazały znaczne zróżnicowanie przestrzenne w obrębie obiektu "Olszanka". Zróżnicowanie to przebiega zarówno w pionie jak i poziomie. Może to świadczyć o przyczynach powstawania lokalnych ognisk erozji, jak również stanowi potencjalną możliwość odprowadzania gromadzonych wód do gruntu;
- w związku z tak znacznym zróżnicowaniem parametrów fizycznych, mechanicznych i hydraulicznych powszechne wprowadzenie do użytkowania zastosowanego, na terenie obiektu "Olszanka" pilotażowego systemu zabezpieczeń, wymaga każdorazowo sporządzania ocen oddziaływania na środowisko. Dotychczas uzyskane rezultaty funkcjonowania mogą być inne w innych warunkach. Idea zastosowanego rozwiązania wydaje się jednak uniwersalna. Proponowane oceny oddziaływania stanowią jedynie formę kontroli nad jej bezkrytycznym wprowadzaniem;
- przeprowadzone badania terenowe wykazują dużą skuteczność w zapobieganiu procesom erozji oraz poprawianiu stosunków wilgotnościowych na stokach, co sprzyja produkcji rolniczej. Jako graniczną dla całego systemu można przyjąć wartość godzinnego opadu o intensywności 20 mm·h⁻¹. System spełnia wtedy wszystkie założenia w całości. Większa intensywność opadu powoduje przedostawanie się spływających wód opadowych na zewnątrz gospodarstwa. Nawet jednak największy zarejestrowany w trakcie badań opad (35 mm w ciągu 45 minut) nie doprowadził do istotnych uszkodzeń erozyjnych;
- należy podkreślić, że zastosowane rozwiązania są znacznie tańsze od dotychczas stosowanych, są również możliwe do zrealizowania siłami lokalnymi w systemie gospodarczym;
- wykorzystanie własnego modelu numerycznego spływu wód opadowych wykazało, że do celów projektowania lokalizacji przegród piętrzących (główny element systemu zabezpieczeń) można wykorzystywać prędkość spływających po zboczach i w dolinie wód. Za prędkość graniczną, przy której zaczynają się istotne szkody erozyjne można przyjąć 1,2 m·s⁻¹. Tym samym osiągnięto jeden z głównych celów prowadzonych badań – stworzono metodę wymiarowania rozpatrywanych zabezpieczeń;
- powyższy model w dalszej kolejności powinien być rozbudowany o moduły oddziaływania wiatru na intensywność efektywną opadu oraz infiltracji wód do

gruntu w czasie trwania opadu. Powinno to pozwolić na dużo dokładniejszą prognozę skuteczności oraz precyzyjniejsze lokalizowanie przegród piętrzących;

- tarasowe ukształtowanie stoku z przegrodami chłonnymi na poszczególnych tarasach może tylko nieznacznie poprawić zdolność obiektu do retencji wody opadowej. Przewodność hydrauliczna k_s gruntu przegrody chłonnej, o ile ta przewodność jest odpowiednio większa od gruntu rodzimego, ma znikomy wpływ na zdolność profilu. Świadczą o tym dane przedstawione w rozdz. 4.4;
- lepszym w świetle otrzymanych wyników symulacyjnych jest wariant z przegrodą infiltracyjną o zwiększonej przepuszczalności warstwy powierzchniowej. Warstwa taka, nawet o małej grubości (2 cm), zmienia, polepsza zdolności infiltracyjne profilu, a to może ograniczyć procesy erozyjne, w przypadku intensywnych opadów;
- zastosowany model symulacyjny oddziaływania zabezpieczeń przeciwerozyjnych na środowisko, w warunkach przyjętego fragmentu obiektu "Olszanka" może być wykorzystywany do oceny oddziaływania zastosowanych tarasów i rowów infiltracyjnych na środowisko gruntowo wodne, pod warunkiem połączenia go z modelem wyznaczającym ewapotranspirację aktualną. Tym samym osiągnięto drugi z założonych głównych celów realizacji projektu;
- stwierdzono zawartość NH₄⁺ i NO₃⁻ w próbkach wody z doliny badanego obiektu, których przebieg jest częściowo zgodny z okresem wegetacji i okresów nawożenia co może świadczyć o ich rolniczym pochodzeniu i konieczności zastosowania dodatkowych zabezpieczeń ograniczających migrację zanieczyszczeń powierzchniowych;
- pomimo wykazanych niedoskonałości modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w obrębie obiektu wyposażonego w urządzenia przeciwerozyjne, dokonane wariantowe obliczenia symulacyjne wykazały, że w rozpatrywanych warunkach nie istnieje niebezpieczeństwo skażenia warstwy wodonośnej przyjętym zanieczyszczeniem wskaźnikowym. Przedłużenie czasu obliczeń symulacyjnych do 365 dni w warunkach braku sorpcji i rozpadu zanieczyszczeń potwierdziło ten wniosek;
- badania symulacyjne i przeprowadzona weryfikacja empiryczna dynamiki zmian uwilgotnienia gleby w sąsiedztwie rozpatrywanej studni chłonnej wykazała, że zastosowany model FEFLOW można wykorzystywać do dokonywania ocen oddziaływania na środowisko tego typu obiektów. Weryfikacja empiryczna dynamiki zmian uwilgotnienia, przeprowadzona dla warstwy przypowierzchniowej wykazała dobrą zgodność wyników symulacji z pomiarowymi, na głębokości 100 i 50 cm p.p.t.;
- dane z obliczeń symulacyjnych, oraz analiza wyników badań jakościowych wody ujmowanej ze studni głębinowej zlokalizowanej w bezpośrednim sąsiedztwie obiektu, wskazują, że rozpatrywana studnia chłonna, zintegrowana ze zbiornikiem retencyjnym wód opadowych może być, w warunkach obiektu "Olszanka" stosowana bez szkody dla środowiska gruntowo wodnego.

Przeprowadzone badania terenowe, laboratoryjne oraz symulacyjne stanowiły początkowy etap rozpoznania postawionego w projekcie problemu. Wykonana dotychczas parametryzacja obiektu obejmowała stosunkowo niewielki obszar. Nie objęła ona parametrów chemicznych i mikrobiologicznych badanych gleb. Monitoring wilgotnościowy, z racji ograniczonej liczby sond pomiarowych obejmował również jedynie stosunkowo niewielki obszar. Trudno zatem było porównywać uzyskiwane wyniki – pomijano z konieczności wpływ nasłonecznienia, kierunków wiatrów, stopnia rozwinięcia systemu korzeniowego i liści.

Oddzielnym problemem wydaje się monitoring meteorologiczny. Obok standardowych pomiarów, jakie dotychczas przeprowadzono, niezbędne jest ich rozszerzenie o dynamikę opadu, siłę i kierunki wiatru, jak również usłonecznienie. W trakcie realizacji projektu zauważono lokalne zmiany mikroklimatu w pobliżu powstałych zbiorników wodnych, Zmiany te miały korzystny wpływ na zlokalizowane tam uprawy sadownicze, nie zostało to jednak w żaden sposób udokumentowane.

Warto zwrócić uwagę na pominięte dotychczas aspekty środowiskowe zastosowanego systemu zabezpieczeń. Ich przykładem może być zaobserwowane pojawianie się ptactwa (kaczek, czapli, bociana czarnego i bażantów) na terenie obiektu. Nie badano również stanu rzeki Wojsławki po wdrożeniu przedmiotowego systemu zabezpieczeń.

Przy ocenie realizacji projektu nie można pominąć również problemu skromnego monitoringu chemicznego jakości gromadzonych wód oraz wody glebowej i gruntowej. Zakres dotychczasowych badań był ograniczony ze względu na niewielkie fundusze, jakimi Autorzy dysponowali na ten cel. Wydaje się, że bez rozszerzenia powyższych prac pomiarowych trudno będzie mówić o satysfakcjonującym zakończeniu procesu weryfikacji badań modelowych.

7. PIŚMIENNICTWO

- 1. Atlas klimatyczny Polski. IMGW, 1973.
- 2. Agroskin I. I.: Rasczotnaja formuła dla koefficijenta Szezi C. Gidrotiech. Stroit., 2, 1949.
- 3. Bagarello V., Iovino M., Elrick D.: A simplified falling-head technique for rapid determination of field-saturated hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J., 68, 66-73, 2004.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z.: Hydrologia ogólna. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 1999
- Bajkiewicz-Grabowska E., Magnuszewski A.: Przewodnik do ćwiczeń z hydrologii ogólnej. Wyd. Nauk. PAN, Warszawa, 2002.
- Banasik K., Górski D.: Wykorzystanie uniwersalnego równania strat glebowych USLE do oceny ilości rumowiska unoszonego odpływającego z małych zlewni. Gospodarka Wodna, 3, 62-65, 1992.
- Banasik K. i in.: Comparison of DR-USLE SEGMO and AGNPS with two rainfall Events. Materiały konferencyjne RSY-93, Wydawnictwo SGGW, 195-200, 1993.
- 8. Blaszczyk W., Stamatello H., Blaszczyk P.: Kanalizacja t. 1. Arkady. Warszawa, 1983.
- 9. Byczkowski A.: Hydrologia. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 1999.

- Chomicz K.: Przebieg, rozmieszczenie i częstotliwość deszczów nawalnych w Polsce. Gosp. Wodna, z. 7-8, 1951.
- Chudecki Z.: Próba oceny wpływu erozji gleb na straty składników pokarmowych roślin w terenie lessowym. Annales UMCS, vol. X, sec. E, 1-47, 1956.
- Czerwińska A. S.: Dynamika oddziaływania obszarowego źródła zanieczyszczeń na środowisko gruntowo-wodne, na bazie ego obiektu. Praca dyplomowa zrealizowana w Instytucie Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Lubelskiej. Promotor D. Kowalski. Lublin, 2004.
- Darcy H.: Les fontaines publiques de la ville de Dijon. Paris, 1856.
- Dąbkowski Sz.L., Pachuta K.: Roślinność i hydraulika koryt zarośniętych. Biblioteczka Wiadomości IMUZ, 89, 120-124, Falenty, 1996.
- Dechnik I., Filipek T.: Wpływ nastepczy procesów erozji wodnej na niektóre właściwości fizykochemiczne gleb, w "Ochrona agrosystemów zagrożonych erozją" Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe, Puławy 11-13 września 1996.
- De la Rosa J., Crompvoets F., Mayol J.A., Moreno F.: Land vulnerability evaluation and climate change impacts in Andalusia, Spain: soil erosion and contamination. Int. Agrophysics, 10, 225-238, 1996.
- Dębicki R. Rejman J.: Przewidywanie strat gleby w wyniku erozji wodnej. Problemy Agrofizyki 59, 75, 1990.
- Diersch H.-J. G.: Capillary barrier simulation by using FEFLOW, "White Pages" z CD FEFLOW WASY 0301, 2001.
- Diersch H.-J. G.: Consistent velocity approximation in the finite element simulation of density dependent mass and heat transport process, "White Pages" z CD FEFLOW WASY 0301, 2001.
- 20. **Diersch H.-J. G.:** FEFLOW[®] 4.9. Reference Manuale, Wasy Institute for Water Resources Planning and Systems Recearch Ltd., 2001.
- Dingle A.N., Lee Y.: Terminal falls speeds of raindrops. Journal of Applied Meteorology, 11, 877-879. 1972.
- Embleton C., Thornes J. red.: Geomorfologia dynamiczna. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1985.
- Erpul G., Gabriels D., Janssens D.: Assessing the drop size distribution of simulated rainfall in a wind tunnel. Soil & Tillage Research. Vol. 45, 455-463, 1998.
- 24. Feddes R., Kowalik P., Zaradny H.: Simulation of Field Water Use and Crop Yield, PUDOC, Wageningen, 189, 1978.
- 25. Gabryszewski T., Wieczysty A.: Ujęcia wód podziemnych, Arkady, Warszawa 1985.
- Gliński P., Dębicki R.: "Degradacja gleb lessowych na przykładzie zlewni Ciemięgi", Procesy degradacji gleb i metody ich rekultywacji, Acta Agrophysica, 23, 87-96, 1999.
- Gliński P., Dębicki R.: "Ocena zagrożeń erozyjnych oraz charakterystyka jakości wód przy stosowaniu symulacji komputerowej". Monografia nr 36 Acta Agrophysica, 2000.
- Gliński P. Gliński J.: Skład chemiczny wody rzecznej w terenie lessowym. Acta Agrophysica 38, 81-93, 2000.
- Gliński P., Kowalski D.: Próba oceny wpływu wiatru i kąta nachylenia stoku na wartość obliczeniową intensywności opadającego wiatru. Acta Agrophysica, 78, 25-35, 2002.
- Gliński P., Paszczyk J.: Water erosion hazard of soil In the river Wieprz basin. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 436, 39-48, 1998.
- 31. Gontarz E. red.: Mały ilustrowany leksykon techniczny. WNT, Warszawa, 1983.
- Gourley M.R.: Dyskusja do artykułu "Flow retardance in vegetated channels" autorów Kouwen N., Unny T.E., Hill H.M.J. Irrig. and Drain. Div., 96 no IR 3, 1970.
- 33. Gryboś R.: "Podstawy mechaniki płynów". Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, 1989.

- 34. Gunn R, Kinzer G.D.: The terminal velocity of fall for water droplets in stagnant air. Journal of Meteorology 6, 243-248, 1949.
- Haber B.: Über den erosionsbeginn bei der überströmung von flexiblen rauhheitselementen. Dissertation. Braunschweig. s. 152, 1982.
- Hewlett H.W.M., Boorman L.A., Bramley M.E.: Design of reinforced grass waterways. CIRIA Report 116. London, 1987.
- 37. http://www.wseiz.pl/Wyklady/wykl_pliki/4%20POLA%20%20FIZYCZNE.doc
- 38. Instrukcja użytkowania miernika TDR. FOM firmy EASY TEST, Lublin, 2000.
- Jeżowiecka-Kabsch K., Szewczyk H.: "Mechanika płynów". Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2001.
- 40. Joss J., Gori G.: The parameterization of raindrop size distribution. Revista Italiana di Geofisica 2, 275-283, 1976.
- 41. Józefaciuk A.: Erozja gleby jako czynnik degradujący agroekosystemy. Biuletyn informacyjny IUNG, 5, 31-34, 1997.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: Erozja agrosystemów. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: Erozja i melioracje przeciwerozyjne. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1996.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: Mechanizm i wskazówki metodyczne dotyczące badania procesów erozji. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1996.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz.: Skutki erozji w krajobrazie rolniczym oraz metodyczny szkic działań ochronnych. Materiały konferencji naukowej "Ochrona i wykorzystanie rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski, IUNG Puławy, 59-66, 1997.
- 46. **Józefaciuk Cz.:** Rekultywacja i melioracje przeciwerozyjne gruntów obiektu Olszanka–Zakład Ogrodniczy PPGR Żułów. Studium przedprojektowe, Projekt ST–TITR w Lublinie, Puławy, 1976.
- 47. Józefaciuk Cz.: Rekultywacja i melioracje przeciwerozyjne gruntów obiektu Olszanka–Zakład Ogrodniczy PPGR Żułów. Projekt techniczny, Projekt ST–TITR w Lublinie, Puławy, 1977.
- Józefaciuk Cz., Józefaciuk A.: Ocena wpływu systemów uzytkowania gruntów na nasilenie erozji wodnej w obiekcie Olszanka, Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe "Ochrona agrosytemów przed erozją", 245-258, IUNG Puławy, 1996.
- 49. Józefaciuk Cz., Józefaciuk A.: Ochrona gruntów przed erozją. Poradnik. IUNG Puławy, 1999.
- Józefaciuk Cz., Józefaciuk A., Nowocień E., Rubaj J.: Ocena sadowniczego zagospodarowania silnie urzeźbionych gruntów lessowych na przykładzie obiektu Olszanka, Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe "Ochrona agrosytemów przed erozją", 229-243, IUNG Puławy, 1996.
- Józefaciuk Cz., Nowocień E., Podolski B.: Ocena melioracji przeciwerozyjnych w wybranych obiektach badawczo-wdrożeniowych (streszczenie). Międzynarodowa Konferencja Naukowa "Kształtowanie i ochrona środowiska terenów erodowanych", Lublin, 23-24, 2004.
- 52. Kaczorowska Z.: Opady w Polsce w przekroju wielolecia. Prace Geograficzne, 33, Warszawa, 1962.
- Kaszewski B. M., Mrugała Sz., Warakomski W.: Temperatura powietrza i opady atmosferyczne na obszarze Lubelszczyzny, 1951-1990. W: Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Klimat t. 1., Lubelskie Towarzystwo Naukowe, Lublin, 1995.
- Karbarz B.: Dynamika oddziaływania lokalnego źródła zanieczyszczeń na środowisko gruntowowodne, na bazie wybranego obiektu. Praca dyplomowa zrealizowana w Instytucie Inżynierii ochrony Środowiska Politechniki Lubelskiej. Promotor D. Kowalski. Lublin, 2004.
- 55. Kinnel P.J.A.: The mechanics of raindrop induced flow transport. J.Soil Sci., 28, 497-516, 1990.
- 56. Kondracki J.: Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PAN, Warszawa, 1998.

- 57. Kouven N., Li R.M., Simons D.B.: Flow resistance in vegeted waterways. Transaction of the ASAE, 24(3), 684-690, 698, 1981.
- Kowal A., Świderska-Bróż M.: Oczyszczanie wody, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa– Wrocław, 1998.
- 59. Kowalik P.: Zarys fizyki gruntów. Wyd. Politech. Gdań., Gdańsk, 1973.
- Kowalik P.: Podstawy teoretyczne agrohydrologii Żuław. Gdańskie Towarzystwo Naukowe, Gdańsk, 1976.
- 61. Kowalik P.: Obieg wody w ekosystemach lądowych. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej. Warszawa, 1995.
- 62. Kowalik P.: Ochrona środowiska glebowego. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk, 1999.
- Kowalski D., Gliński P.: Analiza rozkładu intensywności opadu deszczu na stoku z równomiernie rozmieszczonymi przegrodami. Acta Agrophysica, 78, 101-110, Lublin, 2002.
- 64. Kowalski D., Gliński P.: Wpływ wiatru na prędkość spływającej po zboczu wody opadowej. Acta Agrophysica , 78, 89-100, Lublin, 2002.
- 65. Kuczmarska L., Paszyński J.: Rozkład promieniowania całkowitego na obszarze Polski. Przegląd Geograficzny, 4, 1964.
- 66. Lambor J.: Hydrologia inżynierska. Arkady, Warszawa, 1971.
- 67. Laws J.O., Parsons D.A.: The relation of raindrop size with intensity. Transactions of the American Geophysical Union, 24, 452-459, 1943.
- 68. Lee Y.: Terminal falls speeds of raindrops. Journal of Applied Meteorology, 11, 877-879, 1972.
- Lipiec J.: Możliwości oceny przewodnictwa wodnego gleb na podstawie ich niektórych właściwości. Rozprawa habilitacyjna. Problemy Agrofizyki, 40, Wrocław, 1983.
- Loveland P.J.: The ACCESS project: Agro-climatic change and European soil suitability a spatially distributed soil, agro-climatic and soil hydrological model. Int. Agrophysics, 10, 145-154, 1996.
- Maciejewski S., Nützmann G.: Modelling studies for determining unsaturated flow components in a sandy soil during dual tracer test. In: Hassanizadeh et al. (eds.): Proc. XIVth Intern. Conf. Computational Methods in Water Resources, June 23-28, 2002, Delft, The Netherlands, 33-41. 2002.
- Maciejewski S.: Procesy przepływu rozpuszczonych w wodzie substancji w gruncie nienasyconym. Instytut Budownictwa Wodnego PAN, Biblioteka Naukowa Hydrotechnika, 26, Gdańsk, 1998.
- Malicki M.: "Przegląd metod pomiaru wilgotności gleb i ocena ich przydatności w badaniach polowych", Problemy Agrofizyki, 31, Wydawnictwo PAN, Lublin, 1980.
- Malinowska I., Wawrzynek E.: Projekt techniczno-roboczy na budowę i ogrodzenie sadu. Kombinat Ogrodniczy "Leonów" w Niemcach, Zakład Sadowniczy Żułów, Obiekt Olszanka, Warszawa, 1977.
- Marciniak M., Przybyłek J., Herzig J., Szczepańska J.: Badania współczynnika filtracji utworów półprzepuszczalnych. Sorus, Poznań-Kraków, 1999.
- Marszałek S.: Szczegółowa mapa geologiczna Polski w skali 1:50 000, arkusz Kraśniczyn w druku, 2000.
- 77. Maruszczak H., Częstochowska E., Gajewski J.: Denudacja mechaniczna i chemiczna w dorzeczu Ciemięgi na Wyżynie Lubelskiej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 222, 7-24, 1979.
- Mazur Z., Orlik T., Pałys S.: Procesy erozyjne w zlewni rzeki Ciemięgi. Ann. UMCS, vol. XVI, 9, sec. E, 147-168, 1972.
- Mazur Z., Pałys S.: Natężenie erozji wodnej w małych zlewniach terenów lessowych Wyżyny Lubelskiej w latach 1986-90; w "Erozja gleb i jej zapobieganie", 63-78, AR, Lublin, 1991.
- Messing I.: Estimation of saturated hydraulic conductivity in clay soils from soil moisture retention data. Soil Sci. Soc. Am. J., 53, 665-668, 1989.

- Misztal M., Smal H.: Wpływ rolniczego użytkowania gleby na skład chemiczny wód gruntowych. Mat. krajowej konferencji "Geologiczne aspekty ochrony środowiska", Kraków, 1991, Wyd. AGH, Kraków, 235-239, 1991.
- Mitosek M.: Mechanika płynów w inżynierii środowiska. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 1999.
- Mohanty B.P., Skaggs T.H., van Genuchten M.Th.: Impact of saturated hydraulic conductivity on the prediction of tile flow. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1522-1529, 1998.
- Montgomery J.M.: Water treatment principles and design, A. Wiey and Sons, Inc., Intersci. Public., New York, 1985.
- Mualem Y.: A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, Water Resources Res., 12 (3), 513-522, 1976.
- Multan H.: Nawodnienia stokowe w warunkach bliskiego zalegania wód gruntowych przy rolniczym wykorzystaniu ścieków w dolinie rzeki Ner. Warszawa, SGGW-AR, praca doktorska, 1984.
- Myślińska E.: Grunty organiczne i laboratoryjne metody ich badania. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2001.
- Natural Attenuation of Organic Pollutants in Groundwater. Raport końcowy z grantu EU, INCORE, WP6A, Nr EVK1–CT–1999–00017, Centre of Applied Geosciences University of Tübingen, 2001.
- Olszta W.: Badania dynamiki uwilgotnienia gleb, wzrostu traw i prognozowania nawodnień metodą modelowania matematycznego. Praca habilitacyjna. IMUZ, Falenty, 1981.
- Olszta W.: Laboratoryjne badanie przewodnictwa kapilarnego gleb, Wiadomości IMUZ, T. XIV. 2, 203-213, Lublin, 1981.
- Olszta W., Kowalski D., Kowalska R., Rubaj J.: Zabezpieczenie przeciwerozyjne w gospodarstwie rolnym firmy "Euro-East" w Olszance. Ocena możliwości odprowadzania gromadzonych wód opadowych do gruntu. Ekspertyza, Lublin, 2000.
- Olszta W., Kowalski D., Kowalska R., Rubaj J.: Zabezpieczenie przeciwerozyjne w gospodarstwie rolnym firmy "Euro-East" w Olszance. Inwentaryzacja istniejącego zabezpieczenia przeciwerozyjnego. Ekspertyza, Lublin, 2000.
- Olszta W., Zaradny H.: Pomiarowe i obliczeniowe metody określania przewodności gleb nienasyconych. Prace Komisji Naukowych Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, 115, Warszawa, 1990.
- Olszta W., Zaradny H.: Pomiarowe i obliczeniowe metody określania współczynnika przewodności hydraulicznej gleb przy niepełnym nasyceniu. Materiały instruktażowe 95, IMUZ, Falenty, 1991.
- Olszta W., Zaradny H.: Modelowanie transportu wody w glebach dla potrzeb doskonalenia regulacji stosunków wodnych oraz prognozowania nawodnień. Materiały Informacyjne 26, IMUZ Falenty, 1994.
- Olszta W., Zawadzki S.: Wykorzystanie metody bloku pyłowego do badania przewodnictwa hydraulicznego gleby. Wiadomości IMUZ, 23-29, Lublin, 1986.
- Orlik T., Węgorek T.: Zagrożenie erozyjne w zlewni rzeki Ciemięgi i koncepcja przeciwdziałania. Proekologiczne zagospodarowanie zlewni rzeki Ciemięgi. Lub. Fund. Ochr. Środ. Nat., Mat. Konf. Naukowo-Techn., Lublin, 51-64, 1995.
- Orzechowski Z., Prywer J., Zarzycki R.: Mechanika płynów w inżynierii środowiska. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 1997.
- Ożga-Zielińska M., Brzeziński J.: Charakterystyki i modele zlewni oraz małych obszarów, Hydrologia Stosowana, Wyd. Naukowe PWN, 287-320, Warszawa, 1994.
- Paluch B., Szary A., Wojdała L.: Ekspertyza zabezpieczeń przeciwerozyjnych obiektu Olszanka łącznie z technologią zabezpieczenia przeciwerozyjnego i dokumentacja kosztową. Ekspertyza SITR nr 1/Z/VIII/80, Lublin, 1980.

- Pałys S. Mazur Z. Mitrus W.: Erozja wodna gleb w małej zlewni użytkowanej rolniczo na Wyżynie Lubelskiej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 460, 559-566, Lublin, 1998.
- Panini T., Torri D., Pellegrini S., Pagliai M., Salwador Sanchis M.P.: A theoretical approach to soil porosity and tealing development using simulated rainstorms. Catena, 31, 199-218, 1997.
- 103. Patro M.: Tachimetryczna mapa inwentaryzacyjna. Niepublikowany materiał źródłowy, 2002.
- 104. Patro M.: Wyniki pomiarów meteorologicznych obiekt "Olszanka". Niepublikowany materiał źródłowy, Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego, Akademia Rolnicza, Lublin 2000-2004.
- 105. Pazdro M.: Hydrogeologia ogólna, Wyd. Geolog., Warszawa, 1988.
- 106. Pondel H. Terelak H.: Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wymywanych do wód gruntowych. Pamiętnik Puławski 75, 149-169, 1981.
- Poulsen T.G., Moldrup P., Wendroth O., Nielsen D.R.: Estimating saturated hydraulic conductivity and air permeability from soil physical properties using state–space analysis. Soil Sci., 168, 311-320, 2003.
- Poulsen T.G., Moldrup P., Yamaguchi T., Jacobsen O.H.: Predicting saturated and unsaturated hydraulic conductivity in undisturbed soils from soil water characteristics. Soil Sci., 164, 877-887, 1999.
- Rawls W.J., Gimenez D., Grossman R.: Use of soil texture, bulk density, and slope of the water retention curve to predict saturated hydraulic conductivity. Transactions of the ASAE 41, 983-988, 1998.
- Retman J., Dębicki R.: Postęp metodyczny w opisie i badaniach procesu erozji wodnej gleb. Acta Agrophysica, 63, 159-177, 2002.
- 111. Reynolds W.D., Bowman B.T., Brunke R.R., Drury C.F., Tan C.S.: Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J., 64, 478-484, 2000.
- 112. **Reynolds W.D., Elrick D.E., Topp G.C.:** A reexamination of the constant head well permeameter method for measuring saturated hydraulic conductivity above the water table. Soil Sci., 136, 250-268, 1983.
- 113. Romer E.: Regiony klimatyczne Polski. Wrocław, 1949.
- 114. Rubaj J.: Sposób zabezpieczenia gruntów przed erozją wodną powierzchniową i wąwozową i urządzenie do zabezpieczenia gruntów przed erozją wodną powierzchniową i wąwozową. Patent nr P.345788, 2004.
- 115. Sawicki J.: Przepływy ze swobodną powierzchnią. PWN, Warszawa, 1998.
- Sigliani W.M.: Chemical time bomb: definicion, concepts, and examples. Executive Rep. 16, II-ASA, A-2361 Luxemburg, Austria, 1991.
- 117. Skierbieszowski Park Krajobrazowy Folder turystyczny opracowanie ZChPK w Chełmie.
- 118. **Solarska J.:** Migracja obszarowa składników pokarmowych w zlewniach rolniczych i leśnych na Pojezierzu Mazurskim. Erozja gleb i jej zapobieganie. Wyd. AR Lublin, 241-252, 1991.
- Sribnyj I.K.: K ustrojstvu zadernowannych vodostokov na skłonach. Melior. I Vod. Choz., Nr 1, 49-51, 1988.
- Stąpel Z.: Metodyka oznaczania współczynnika filtracji gleb mineralnych do określania rozstawy drenów. Bibl. Wiad. IMUZ, 65, PWRiL, Warszawa, 1982.
- 121. Szymkiewicz R.: "Modelowanie matematyczne przepływów w rzekach i kanałach". PWN, Warszawa, 2000
- 122. Temple D.M., Robinson K.M., Ahring R.M., Davis A.G.: Stability design of grass-lined open channels. USDA: Agriculture Handbook, 667, 1987.
- Temple D.M.: Stability of grass-lined channels following moving. Transactions of the ASAE, 28(3), 750-754, 1985.

- 124. Timlin D.J., Ahuja L.R., Pachepsky Ya.A., Williams R.D., Gimenez D., Rawls W.: Use of Brooks – Corey parameters to improve estimates of saturated conductivity from effective porosity. Soil Sci. Am. J., 63, 1086-1092, 1999.
- Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A.: Wpływ rzeźby terenu na stopień zerodowania i właściwosci fizyczne gleb lessowych. [W:] Erozja gleb i jej zapobieganie, 47- 62, AR, Lublin, 1991.
- 126. Turski R., Slowińska-Jurkiewicz A., Paluszek Paluszek, Dębicki R.: Natura aspects of a New approach to erosion of less soil in Poland. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 400, 39-44, 1993.
- 127. Tyszczuk K., Świąder S.: Przepływ w korycie otwartym w warunkach symulujących obecność roślin oraz istnienia składowej poziomej wiatru. Praca magisterska zrealizowana w instytucie inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Lubelskiej. Promotor D. Kowalski. Lublin, 2004.
- 128. van Genuchten M. Th.: A comparison of numerical solutions of the one dimensional unsaturated saturated flow and mass transport equations. Adv. Water Resour., 1982.
- van Genuchten R.: Calculating the unsaturated hydraulic conductivity with a new closed form analytical model, Res. Rep., 1978-WR-08, Water Res. Progr. Dep. Civil Eng., Princeton Univ. 1979.
- Vesely J.: Prispevek k opevneni svahu vodnich toku travni smesi. Vodni Hospod. Rada A č10, 269-271, 1983.
- Vybora P., Podsednik O.: Viw vodnich a pobiřežnich rostlin na proudeni v recnim koryte. Vodni Hospod. Rada A č. 7, 182-184, 1983.
- 132. Walczak R., Baranowski P., Sławiński C.: Parametry i procesy glebowe jako czynniki determinujące wzrost i rozwój roślin – modelowanie. Materiały konferencyjne: Modelowanie i monitorowanie procesów agrofizycznych w środowisku glebowym, IA PAN Lublin, 107-113, 1999.
- 133. Walden H.: Mechanika płynów. Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 1981.
- 134. Wieczysty A.: Hydrogeologia inżynierska. PWN. Warszawa, 1982.
- Wilgat T.: Obszary ekologicznego zagrożenia w Polsce w świetle danych statystycznych. Wyd. II. TWWP Oddz. w Lublinie, 1994.
- 136. Wilun Z.: Zarys geotechniki. WKŁ. Warszawa, 2000.
- Witkowski D.: Składniki nawozowe w dwóch małych zlewniach o zróżnicowanych właściwościach glebowo-rolniczych. Roczn. Gleboznawczy, XLVIII, 3(4), 23-36, 1957.
- Wu L., Pan L., Mitchell J., Sanden B.: Measuring saturated hydraulic conductivity using a generalized solution for single-ring infiltrometers. Soil Sci. Soc. Am. J., 63, 788-792, 1999.
- 139. Wyrwicki R.: Analiza derywatograficzna skał ilastych. Wyd. UW, Warszawa, 1988.
- 140. Zaradny H.: Matematyczne metody opisu i rozwiązań zagadnień przepływu wody w nienasyconych i nasyconych gruntach i glebach. Prace IBW PAN nr 23, Gdańsk, 1990.
- Zaradny H.: Groundwater Flow in Saturated and Unsaturated Soil, A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield, 279 pp., 1993.
- 142. Zaradny H.: Ciśnienia porowe w budowlach ziemnych mechanizmy ich kształtowania oraz metody pomiarowe, Wydawnictwo IBW PAN, 131 stron Gdańsk, 1999.
- Zaradny H.: Obliczanie nienasyconej przewodności hydraulicznej gleb i gruntów, Inżynieria Morska i Geotechnika, 1, 37-43, 2004.
- 144. Zaradny H.: Matematyczny model procesów transportu wody i zanieczyszczeń glebach nienasyconych i nasyconych dla potrzeb nawodnień. Etap I. Opracowanie wewnętrzne IBW PAN dla CPBR 10.8.7.1.B.12.03. 1990.
- 145. Zaradny H., van der Ploeg R.R, Kirkham D.: Simulation model of subsurface hillside flow in forest hydrology studies, Proc. Of the Int. Conference "Hydrological Processes in the Catchment", Cracov 8-11.05.1986, III, 175-182, 1986.

- 146. Zaradny H., van der Ploeg R.R, Kirkham D.: Sensitivity analysis of evapotranspiration models for forests on plains and slopes, Proc. Of the Int. Conference "Hydrological Processes in the Catchment", Cracov 8-11.05.1986, I, 157-164, 1986.
- Zastera Z.: Vyskoušeni vegetačniho opevneni z hlediska hydrotechnickeho. Vodni Hospod. Rada A č. 11, 292-295, 1982.
- 148. Zawadzki S., Olszta W.: Polowe pomiary przepuszczalności wodnej gleb metodą holenderską. Wiadomości IMUZ t. IX z.3, 43-58, 1970.
- 149. Zawadzki S., Olszta W.: Uproszczony sposób pomiaru współczynnika filtracji gleb za pomocą cylindra z piezometrem. Wiadomości IMUZ t. XIV z.2, 195-202, 1981.
- Zawadzki S., Olszta W.: Zmodyfikowany aparat Wita do laboratoryjnego oznaczania przepuszczalności wodnej gleb. Wiadomości IMUZ t. XIV z.2, 187-194, 1981.
- 151. Żelazo J.: Roślinność w inżynierii rzecznej. Gospod. Wod., 5, 104-106, 1993.
- 152. Żelazo J., Popek Z.: Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 2002.

8. STRESZCZENIE

W opracowaniu Autorzy podjęli próbę oceny funkcjonowania unikalnych zabezpieczeń przeciwerozyjnych zrealizowanych na ternie obiektu "Olszanka" k. Krasnegostawu.

Zwrócono uwagę na wykorzystanie powyższego systemu do minimalizacji oddziaływania zanieczyszczeń obszarowych pochodzących z produkcji rolnej na środowisko.

Obiekt ten o powierzchni 180 ha to gospodarstwo produkcyjne rolniczosadownicze o intensywnym sposobie użytkowania. Zlokalizowane jest ono na terenie Wyżyny Lubelskiej – Działy Grabowieckie. Obszar ten pokryty jest utworami lessowymi o grubości 8-24 m, z silnie rozczłonkowaną rzeźbą terenu przez gęstą sieć wąwozów. Spadki terenu dochodzą często do 15%. Znaczne zagrożenie erozja wodną wymagało zastosowania szeregu rodzajów zabezpieczeń. Jedno z nich otrzymało w 2004 r. patent krajowy nr P.345788. Ocenę funkcjonowania zabezpieczeń antyerozyjnych ułatwiło istnienie dokumentacji i ekspertyz i projektów technicznych, obejmującej okres ostatnich 40 lat.

Przedstawione w pracy badania realizowane były przez zespół autorski w latach 2001-2004, w oparciu o program badawczy KBN nr 1564/T09/2001/21 Obejmowały one monitoring geodezyjny, meteorologiczny oraz uwilgotnienia gleby i, choć w mniejszym zakresie chemizmu spływających wód opadowych. Na podstawie badań laboratoryjnych i terenowych dokonano parametryzacji rozpatrywanego obszaru, co umożliwiło dalsze badania modelowe-numeryczne.

Badania realizowane w latach 2001-2004 obejmowały prace studyjne, laboratoryjne, symulacyjne i terenowe. Były wykonane w ramach 4 sezonów obejmujące okresem czerwiec-wrzesień.

W ramach pracy podjęto próbę własnych i wykorzystania już istniejących modeli symulacyjnych: erozji, spływu wód opadowych po stoku i w dolinie, dy-

namiki infiltracji wód opadowych, dynamiki zmian uwilgotnienia oraz migracji zanieczyszczeń w systemie gleba roślina atmosfera.

Wdrożenie powyższych modeli umożliwiło dokonacie wieloaspektowej oceny oddziaływania badanego zintegrowanego systemu zabezpieczeń przeciwerozyjnych i przeciw rozprzestrzenianiu zanieczyszczeń obszarowych na środowisko. Pozwolił również na opracowanie metody projektowania powyższego systemu zabezpieczeń.

Słowa kluczowe: zabiegi przeciwerozyjne, gleby lessowe, rolnictwo intensywne

9. ABSTRACT

INTEGRATED SYSTEM OF ANTIEROSION PROTECTION AND WATER CONTROL OF UPLAND REGIONS UNDER INTENSIVE AGRICULTURE USE

In the study the authors have made an attempt at assessing the performance of unique anti-erosion protective installations realized at the Olszanka object near Krasnystaw. Particular emphasis was placed on the possibility of application of the system in question for minimization of the effect of area contamination of agricultural origin on the environment.

The Olszanka object, with a surface area of about 180 hectares, is a farm with intensive type of production in the area of agricultural crops and pomiculture. It is located in the Lublin Upplands, in the Działy Grabowieckie region. The area of the farm, with slopes up to 15%, is covered with loess formations of considerable depth. The area is characterized by a dense network of ravines. The high water erosion hazard present in the area required the application of a number of protective measures. The assessment of their performance was facilitated by the existence of technical documentation, expert opinions, and technical designs, covering the period of the past forty years.

The study presented herein was realized by the authors' team in the years 2001-2004 basing on the research project No. 1564/T09/2001/21 of the State Committee for Scientific Research. The study covered geodetic, meteorological and soil moisture monitoring, and, though to a lesser degree, monitoring of the chemical composition of precipitation water running off the area. Laboratory and field experiments permitted the parameterization of the area studied, which formed the basis for subsequent numerical model studies.

Within the scope of the study an attempt was made at developing original, and utilizing existing simulation models of erosion, flow of precipitation water down slopes and in the valley, dynamics of precipitation water infiltration, dynamics of

soil moisture changes, and migration of pollutants within the soil-plant-atmosphere system.

Implementation of the above models permitted a multi-aspect assessment of the effect of the integrated system of anti-erosion protection and protection against the expansion of area contamination onto the environment. Also, it permitted the development of a method for the design of such protection systems.

Keywords: antierosion protection, loess soils, intensive agriculture