

**Instytut Agrofizyki
im. Bohdana Dobrzańskiego PAN
w Lublinie**

ACTA AGROPHYSICA

36

Piotr Gliński, Ryszard Dębicki

**OCENA ZAGROZEŃ EROZYJNYCH
ORAZ CHARAKTERYSTYKA
JAKOŚCI WÓD PRZY ZASTOSOWANIU
SYMULACJI KOMPUTEROWEJ**

Monografia

Lublin 2000

Komitet redakcyjny

Redaktor Naczelny - prof. dr hab. Jan Gliński, czł. koresp. PAN

Z-cy Redaktora Naczelnego:

prof. dr hab. Ryszard T. Walczak, czł. koresp. PAN - fizyka środowiska
prof. dr hab. Bogusław Szot - fizyka materiałów roślinnych
prof. dr hab. Ryszard Dębicki - gleboznawstwo

Redaktor tomu:

prof. dr hab. Ryszard Dębicki

Recenzenci:

prof. dr hab. Zdzisław Michalczyk
prof. dr hab. Ryszard T. Walczak

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: fundacja@demeter.ipan.lublin.pl
<http://www.ipan.lublin.pl>

Publikacja indeksowana przez
Polish Scientific Journals Contents - Agric. & Biol. Sci.
w sieci Internet pod adresem <http://saturn.ci.uw.edu.pl/psjc/>
lub <http://ciuw.warman.net.pl/alf/psjc>

©Copyright by Instytut Agrofizyki im. Bohdana Dobrzańskiego PAN, Lublin 2000

Publikacja dofinansowana przez Komitet Badań Naukowych,
Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej i Politechnikę Lubelską

ISBN 83-87385-51-4

ISSN 1234-4125

Wydanie I. Nakład 120 egz. Ark. wyd. 7,1

Skład komputerowy: Wojciech Olech

Druk: Zakład Usług Poligraficznych TEKST s.c., ul. Wspólna 19, 20-344 Lublin

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP	5
2. WPŁYW EROZJI WODNEJ NA JAKOŚĆ GLEB I WÓD	6
2.1. Erozja a jakość gleb	6
2.2. Erozja a stan czystości wód	9
3. CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI CIEMIĘGI	12
3.1. Lokalizacja zlewni	12
3.2. Budowa geologiczna i rzeźba terenu	12
3.3. Gleby	15
3.4. Warunki klimatyczne	18
3.5. Hydrologia	18
3.6. Szata roślinna i użytkowanie terenu	21
3.7. Procesy erozyjne i denudacyjne	22
3.8. Jakość wód powierzchniowych	24
4. WYKORZYSTANIE MODELI EROZYJNYCH I EROZYJNO-HYDROLOGICZ- NYCH W SZACOWANIU RYZYKA EROZJI GLEBY	26
4.1. Opis modelu USLE	26
4.1.1. Erozyjność opadów i sływy powierzchniowe (R)	27
4.1.2. Podatność gleb na erozję (K)	28
4.1.3. Topografia terenu (L i S)	28
4.1.4. Rodzaje upraw i stosowane zabiegi (C i P)	29
4.1.5. Program komputerowy równania USLE	30
4.2. Założenia modelu AGNPS	33
4.2.1. Submodele obliczeniowe	34
4.2.2. Sposób obliczania opadu efektywnego metodą SCS	35
4.2.3. Dane wejściowe do modelu	43
4.2.4. Dane wyjściowe modelu	44
5. METODYKA BADAŃ WŁASNYCH	47
5.1. Położenie punktów pomiarowych i pobór próbek wody	47
5.2. Analizy fizyko-chemiczne wody	47
5.3. Badanie hydro-fizycznych właściwości gleb	48
6. ZASADY PRZYGOTOWANIA BAZY DANYCH ZLEWNI RZEKI CIEMIĘGI DO MODELU USLE I AGNPS	49
6.1. Model USLE	49
6.2. Program AGNPS	49
6.2.1. Identyfikacja danych w przestrzeni	49
6.2.2. Przygotowanie pola powierzchni zlewni w celu wprowadzenia danych	49

7. WYNIKI BADAŃ TERENOWYCH I LABORATORYJNYCH	53
7.1. Właściwości hydrofizyczne badanych gleb	53
7.2. Właściwości fizyko-chemiczne wód w okresach badań	53
7.3. Ocena jakości wód rzeki Ciemięgi	59
8. WYNIKI SYMULACJI	63
8.1. Analiza danych otrzymanych z równania USLE i ich weryfikacja	63
8.2. Analiza i weryfikacja wyników otrzymanych drogą symulacji komputerowej przy pomocy programu AGNPS	64
9. DYSKUSJA I PODSUMOWANIE	76
10. WNIOSKI	79
PIŚMIENNICTWO	81
STRESZCZENIE	85
SUMMARY	87

1. WSTĘP

Zanieczyszczenia wody, gleby i powietrza uznawane są powszechnie za jedno z głównych czynników degradacji środowiska przyrodniczego, w tym środowiska życia człowieka. Decydują one istotnie bezpośrednio i pośrednio o jakości tego środowiska.

Jakość wód zależy nie tylko od warunków naturalnych środowiska ale także od sposobu jego zagospodarowania i wykorzystania, w tym od jakości i użytkowania gleb. Dlatego też w ocenie jakości wód, wśród danych o warunkach fizjograficznych, należy uwzględnić nie tylko źródła zanieczyszczeń punktowych, ale i zagrożeń obszarowych, w ujęciu zlewniowym. Jednocześnie tam, gdzie procesy erozji wodnej i wietrznej zachodzą intensywnie dochodzić może do degradacji środowiska, w tym do obniżenia jakości wód powierzchniowych oraz gleb.

Możliwość oceny skali procesów erozyjnych, ich symulacji oraz prognozowania daje podstawę do zaprojektowania skuteczniejszych sposobów ochrony przed nimi. Nowoczesne techniki, oparte o metody symulacji komputerowej stwarzają takie możliwości, przy uwzględnieniu różnych czynników sprawczych w danej zlewni (m.in. klimatycznych, hydrologicznych, glebowych, antropogenicznych, itd.).

Celem pracy była próba zastosowania metody symulacji komputerowej do oceny stanu i prognozowania zagrożeń erozyjnych oraz charakterystyka jakości wód powierzchniowych w terenie urzeźbionym, na przykładzie użytkowanej rolniczo, lessowej, małej zlewni rzeki Ciemięgi k. Lublina, położonej na Płaskowyżu Nałęczowskim.

Zlewnia ta ma szczególne znaczenie dla aglomeracji miejskiej Lublina. Obszar zlewni był już obiektem badań wielu specjalistów, m.in. hydrologów [38–40], ekologów [55, 76, 77] i meliorantów [35, 48]. Jednak nadal brakuje opracowania, w którym nie tylko analizuje się aktualną sytuację przyrodniczo-gospodarczą w zlewni, ale wskazuje na przyszłe zagrożenia jakości gleb i wód powierzchniowych, wynikające z erozji wodnej gleb i innych zdarzeń na obszarze zlewni. Jest to bardzo ważne, bowiem opracowany został projekt proekologicznego zagospodarowania zlewni oraz projektowana jest budowa małych zbiorników retencyjnych, które mają poprawić bilans wodny zlewni [65]. Planuje się również wydzielenie dalszych obiektów przyrodniczych do ochrony [76], m.in. podmokłych łąk w okolicy Snopkowa, gdzie wykształciły się zbiorniki wodne, szuwarowe, torfowiskowe, łąkowe, leśne (olsy) i zaroślowe, z wieloma chronionymi i rzadkimi gatunkami roślin, zbocza porośnięte roślinnością kserotermiczną, wąwozy pokryte lasami grądowymi, itd.

2. WPLYW EROZJI WODNEJ NA JAKOŚĆ GLEB I WÓD

2.1. Erozja a jakość gleb

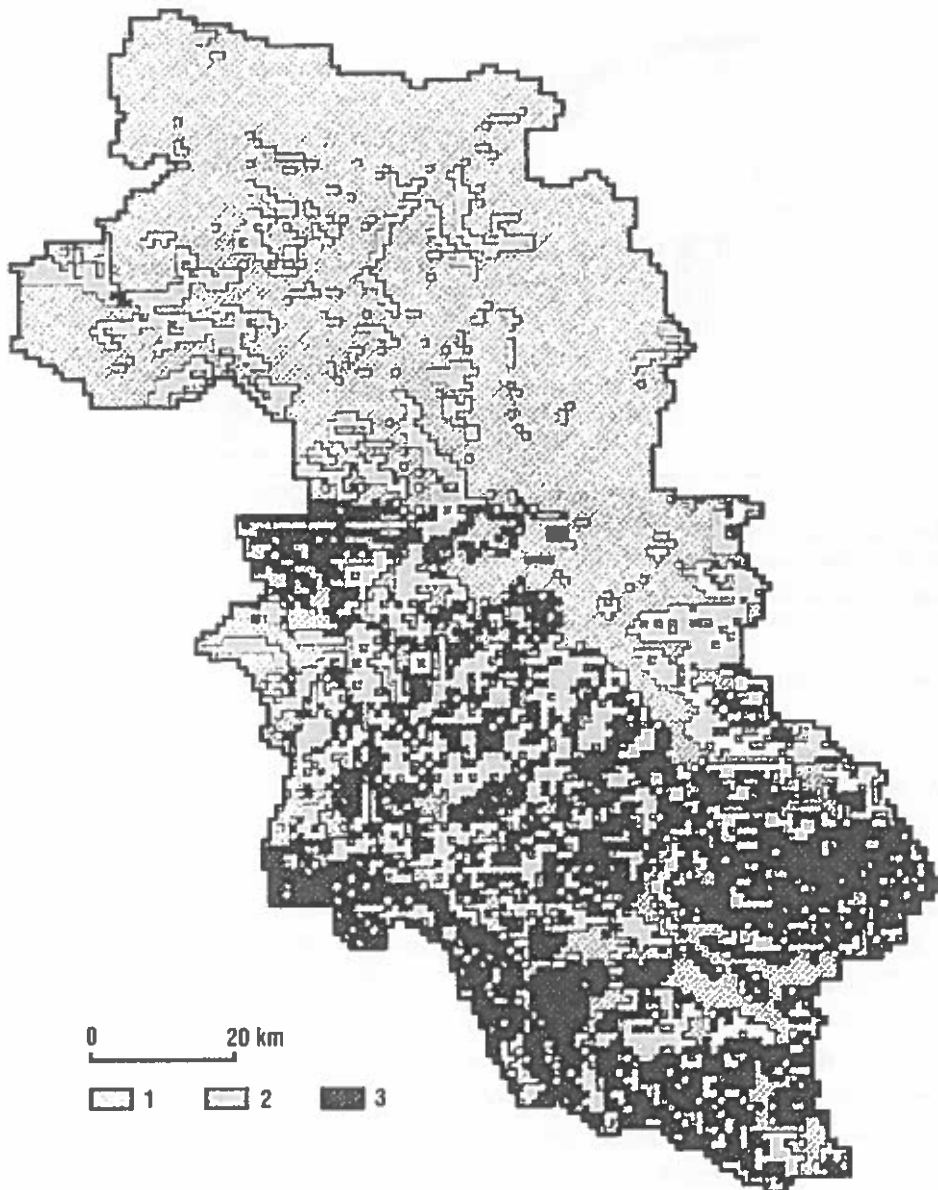
Erozja jest jednym z głównych czynników degradujących gleby oraz obniżających potencjał produkcyjny i walory ekologiczne nie tylko agroekosystemów. Średnie roczne straty gleby spowodowane procesami erozji wodnej wynoszą od 84 t/km² w Europie do 715 t/km² na innych kontynentach [25]. W skali globalnej erozją wodną jest zagrożonych 1094 mln ha.

W Polsce około 30% obszaru jest zagrożone erozją wodną w różnym stopniu, przy czym objęte nią są wszystkie tereny o dużym udziale gleb utworzonych z lessów i utworów lessowatych (Pogórze Karpackie, Beskidy Fliszowe, Sudety Wschodnie, Wyżyna Lubelska z Roztoczem, Wyżyna Śląsko-Małopolska), a ponadto obszary morenowe Pojezierza Północnego. Przykład obszarów potencjalnie zagrożonych w zlewni rzeki Wieprz przedstawiono na rys. 1 [21].

Erozja, jako proces geomorfologiczny, powoduje przekształcanie i zróżnicowanie rzeźby terenu na skutek splukiwania i żłobienia oraz przemieszczenia materiału [29, 38]. Erozja gleb uprawnych prowadzi do przekształcenia budowy morfologicznej profilu glebowego, a w konsekwencji do ich degradacji poprzez pogorszenie ich właściwości. Zdaniem niektórych autorów [82, 83], w pewnych przypadkach proces ten przywraca żyzność glebom zdegradowanym na skutek odsłonięcia zwięźlejszych poziomów iluwialnych i naturalnych procesów glebotwórczych, szczególnie w terenach lessowych.

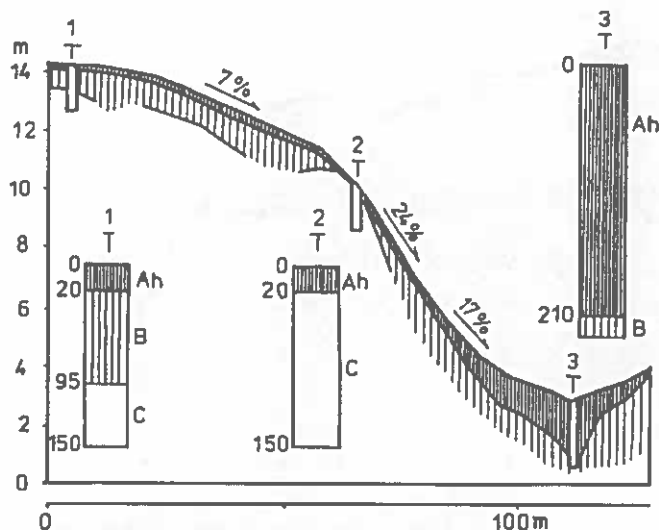
Badania prowadzone w lessowych zlewniach rolniczych Płaskowyżu Należczowskiego wykazały, że w okresie kilku lat średni roczny spływ wód powierzchniowych wynosił 0,5–4,6 mm, zmyw gleby od 43 kg/ha do 1,4 t/ha, zmyw składników mineralnych (Al, Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K, P) od 0,2 do 103 kg/ha, a próchnicy od 0,1 do 35 kg/ha.

Stopień zmycia gleby zależy od nasilenia procesów splukiwania i żłobienia. Przy słabej erozji następuje niewielki ubytek masy glebowej z poziomu orno-próchniczego. Erozja silna i bardzo silna niszczy przeważnie cały profil gleby, a nawet i część podłoża. Gleby zerodowane mają zwykle gorszy skład granulometryczny wskutek wypłukiwania najdrobniejszych frakcji, oraz mniejszą porowatość, pojemność wodną i przepuszczalność. Niekorzystne zmiany właściwości fizycznych wpływają negatywnie na biologiczną aktywność



Rys. 1. Obszary potencjalnych zagrożeń erozją wodną w zlewni rzeki Wieprz. 1, 2, 3 – stopnie zagrożenia odpowiednio: słabe, średnie i silne [21]

Fig. 1. Area of potential water erosion risks in the Wieprz river catchment. 1, 2, 3 – degree of risk, respectively: weak, medium, strong [21]



Rys. 2. Przekrój niwelacyjno-glebowy w typowym terenie lessowym; przykład budowy profilu glebowego: 1 – na wierzchowinie, 2 – na stoku, 3 – w dolinie [74]

Fig. 2. Soil-levelling cross-section in a typical loess terrain. Examples of soil profiles: 1 – hill-top, 2 – slope, 3 – foothill [74]

gleby, będącą jedną z głównych przyczyn spadku urodzajności gleb erodowanych.

Odmierna sytuacja występuje w glebach namywanych u podnóży zboczy. W tych glebach poziom akumulacyjny zostaje powiększony nawet do kilku metrów i wzrasta w nim zawartość próchnicy. Gleby te bywają okresowo zlewne, zaskorupione i nadmiernie zagęszczone. Na erodowanych zboczach, wskutek redukcji profilu gleby, występuje mozaika typów i podtypów gleb, w tym również o niewykształconym profilu (Rys. 2).

Erozja powoduje zakłócenie stosunków wodnych poprzez skracanie obiegu wody w środowisku wskutek zwiększania spływów powierzchniowych i zmniejszania odpływów gruntowych, a przez to straty znacznych ilości wody dla roślin. Deformacje stosunków wodnych powodują pogarszanie się właściwości wodnych i przestrzenne zróżnicowanie wilgotności gleb oraz okresowe, a nawet trwałe przesuszenie lub nadmierne uwilgotnienie gleb. Erozja powoduje również zwiększenie częstotliwości występowania stanów i przepływów powodziowych oraz niżówkowych i zanieczyszczenie wód otwartych. Szerzej problemy hydrofizyczne i erozyjne związane z powodziami i spływami erozyjnymi zostały przedstawione w pracach innych autorów [15, 21, 37, 41, 51, 52, 78]. Natomiast rola struktury gleby w zdolnościach filtracyjnych i retencyjnych gleb o różnych właściwościach i różnym użytkowaniu szczegółowo

została omówiona m.in. przez Boardmana i in. [4], Wimmera i in. [80] oraz Witkowską-Walczak [82]. Erozja powoduje także obniżanie technicznych walorów gruntów rolnych, urządzeń i budynków [25, 85].

Oprócz erozji wodnej również inne procesy erozyjne, takie jak: erozja wietrzna, erozja wąwózowa i ruchy mas ziemnych dewastują gleby w miejscu występowania tych procesów, o czym szczegółowo piszą Józefaciuk i Józefaciuk [26].

2.2. Erozja a stan czystości wód

Istotnym źródłem obszarowych zanieczyszczeń chemicznych wód jest wymywanie składników z powierzchni gleby przez wody opadowe. Dotyczy to szczególnie związków biogennych i pochodnych środków ochrony roślin oraz nawozów pochodzących z terenów rolniczych [42, 53, 56, 66, 70]. Na wielkość tych zanieczyszczeń, oprócz ich ładunku, istotny wpływ ma gatunek gleby decydujący o jej przepuszczalności oraz wielkość opadów atmosferycznych.

Już badania Chudeckiego [8], przeprowadzone w latach 50-tych wykazały zależność pomiędzy powierzchniowymi zmywami w czasie wiosennych roztopów śnieżnych, a stratami składników pokarmowych w erodowanym terenie lessowym (pole Sławin k/Lublina). W zawiesinie glebowej z określonych miejsc spływu i w namulach oznaczano: pH, zawartość suchej masy, próchnicy, fosforu przyswajalnego, NO_3 oraz 8 innych składników chemicznych (SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , CaO , MgO , P_2O_5 , K_2O , Mn w wyciągu 20% HCl). Pod względem podatności na zmywanie oznaczane składniki uszeregowano następująco: azotany, fosfor, potas, wapń, próchnica, magnez, mangan, glin, żelazo i krzemionka. Stwierdzono, że w okresie wiosennych spływów w 1952 r. woda zmyła z powierzchni zlewni wynoszącej $4,75 \text{ km}^2$: 262 kg P_2O_5 , 404 kg K_2O , 1134 kg CaO i 2052 kg próchnicy.

Ośmioletnie badania Misztala i Smal [42], prowadzone na glebie piaszczystej, nawożonej 79 kg/ha N, 80 kg/ha K i 57 kg/ha P_2O_5 , przy uwzględnieniu 2 rodzajów użytkowania terenu (orne i leśne) wykazały, że nawet przy niezbyt intensywnej produkcji rolnej do płytkich wód podziemnych dostaje się $3,70 \text{ mg/dm}^3 \text{ N-NO}_3$, $13,58 \text{ mg/dm}^3 \text{ K}$ i $0,248 \text{ mg/dm}^3 \text{ P-PO}_4$.

Głównym 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.

Pondel i Terelak [56] zbadali skład chemiczny wód drenarskich z 14 działów drenarskich, będący podstawą określenia stopnia wymywania z gleb pierwiastków rolniczo użytecznych. W wodach tych oznaczono zawartość: Mg, Fe, K, Na, Ca, N-NH₄, N-NO₃, HCO₃, Cl, SO₄ i PO₄. Stwierdzono, że głównym składnikiem nawozowym przenikającym z gleb do wód gruntowych był azot w formie azotanowej. Straty tego składnika zależały od poziomu nawożenia azotem i były na ogół większe na polach gospodarstw uspołeczniionych (18–31 kg N-NO₃/ha/rok) w porównaniu do gospodarstw indywidualnych (poniżej 10 kg N-NO₃/ha/rok).

Straty N-NH₄ dla wszystkich badanych obiektów były znikome. Również straty fosforu fosforanowego były niewielkie (0,06–0,32 kg PO₄/ha/rok), podobnie potasu (1,7–5,6 kg K/ha/rok). Spośród pozostałych składników w największych ilościach był wymywany wapń (85–163 kg Ca/ha/rok), magnez (10–25 kg Mg/ha/rok) i siarka (80–128 kg SO₄/ha/rok).

Autorzy zwracają uwagę na opad atmosferyczny jako drugie, oprócz nawozów, źródło zasilania agrocenozy w składniki nawozowe. Podają oni, że do gleb badanych obiektów z opadami dostaje się na 1 ha: 5–10 kg N-NH₄; 3–5 kg N-NO₃; 0,5 kg P; 2 kg K; 1 kg Mg i kilkanaście kg Ca.

Świdarska-Bróz [70] wskazuje na możliwość zanieczyszczania wód podziemnych substancjami humusowymi, których ilość może w pewnych miejscach dochodzić do kilkuset g/m³. Według niej stężenia azotanów w wodach podziemnych w Polsce wynoszą od ilości śladowych do 100 g N-NO₃/m³.

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 itu oraz materii organicznej, z którymi mogą być potencjalnie związane toksyczne substancje. Gleby lekkie, ze względu na większą przepuszczalność oraz mniejszą sorbcję, charakteryzują się zwiększoną migracją składników aniżeli gleby cięższe.

Solarska [61] rozpatrywała zagadnienie obszarowej migracji składników nawozowych z pól uprawnych i lasów w 14 zlewniach Pojezierza Mazurskiego w oparciu o 2-tygodniowe pomiary hydrologiczne i chemiczne prowadzone w latach 1986–1990. W tych zlewniach przeważały gleby wytworzone z glin i iłów. Dla każdej zlewni obliczano sploty jednostkowe w l/s/km², w m³/ha, średnie miesięczne i roczne, a także wartości odpływów w m³/ha stanowiące podstawę do obliczeń ilościowych składników chemicznych wynoszonych ze zlewni w mg/dm³ i w kg/ha w ciągu roku. W wodach oznaczano: pH,

temperaturę, przewodnictwo, zawiesinę, suchą pozostałość, stratę przy prażeniu, N-NH₄, N-NO₃, NO₂, P_{og}, PO₄, K, Cu, Na, Mg, SO₄, Cl i Fe. Stwierdzono, że migracja obszarowa makroskładników (NPK) z badanych terenów rolniczych i leśnych była niewielka i wynosiła od 2,37 do 13,54 kg/ha/rok, co stanowi 1,3–6,4% (w przeliczeniu na formę tlenkową) w stosunku do wysiewanych nawozów w ilości 230 kg/ha NPK rocznie. Wymywanie biogenów było stosunkowo najniższe w zlewniach zalesionych, średnie na polach odwodnionych rowami, znacznie wyższe w obszarach zdrenowanych.

Witkowski [83] podał charakterystykę jakościową i ilościową składników nawozowych (N, P, K, Mg, Ca) wód rzecznych w dwóch małych zlewniach nizinnych w obrębie Niecki Mazowieckiej, o zróżnicowanych glebach i różnej strukturze użytkowania, w oparciu o 14-letnie (1976–1989) wyniki pomiarów. Średnie ilości wynoszonych składników stanowiły odpowiednio dla: N-NO₃ = 1,8 i 4,1; N-NH₄ = 0,26 i 0,27; P = 0,13 i 0,14; K = 5,2 i 12,6; Mg = 16,9 i 38,6 oraz Ca = 115 i 114 kg/ha/rok. Bilans opad – odpływ był dodatni dla azotu azotanowego i amonowego oraz fosforu, natomiast ujemny dla potasu, magnezu i wapnia.

Koc i in. [28] stwierdzają, że wskaźnikami obniżającymi jakość wód na obszarach wiejskich są: fosfor, azotany, potas i ChZT. Z intensywnie użytkowanego obszaru rolniczego odpływa średnio w roku 12 kg N; 0,6 kg P; 16 kg K; 300 kg Ca i 60 kg Mg.

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 sploty 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 zdynamiczowanie przemieszczeń składników do sieci wodnej.

Czynniki takie jak rzeźba terenu i związane z nią procesy erozyjne stanowią jeszcze dodatkowe zagrożenie poprzez możliwość uruchomienia tzw. chemicznej bomby czasowej (Chemical Time Bomb – CTB), [63].

Inne formy zanieczyszczeń wód powierzchniowych to: zanieczyszczenia punktowe, ścieki oraz zanieczyszczenia powietrza, które jednak na badanym obszarze nie mają istotnego wpływu na jakość wód [57].

3. CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI CIEMIĘGI

3.1. Lokalizacja zlewni

Rzeka Ciemięga jest lewobrzeżnym dopływem Bystrzycy. Jej zlewnia jest położona w północno-wschodniej części Płaskowyżu Nałęczowskiego, subregionu Wyżyny Lubelskiej. Zajmuje powierzchnię 157,1 km² i ciągnie się równoleżnikowo na długości 41 km (Rys. 3).

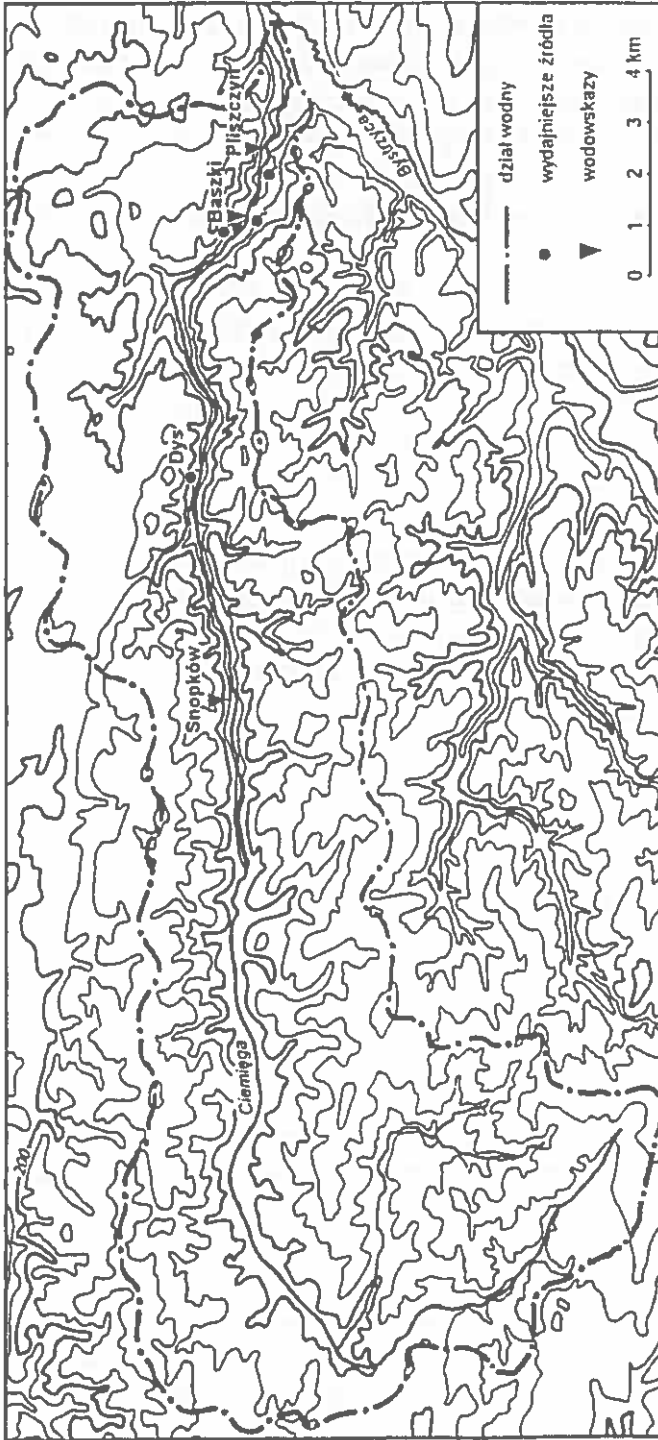
Na całej swej długości rzeka główna przyjmuje tylko niewielki dopływ w Ożarowie. Ciemięga kilka razy zmienia kierunek biegu. W górnym odcinku płynie z SE na NW, w środkowym z zachodu na wschód, a w dolnym z WNW na ESE. Dorzecze ma bardzo wydłużony kształt, jego rozciągłość równoleżnikowa wynosi 30 km, a odległość między północnym i południowym działem osiąga w górnej części 10 km, natomiast w środkowej i dolnej zwęża się do 3–6 km. Obszar odwadniany przez Ciemięgę sąsiaduje od południa ze zlewniami Czechówki i Bystrej, a od północy z dorzeczami Mininy i Kurówki [39].

3.2. Budowa geologiczna i rzeźba terenu

Podłoże doliny rzeki Ciemięgi jest zbudowane ze skał kredowych (margle i opoki) należących do górnego mastrychtu. Skały te zalegają na różnej głębokości, odsłaniając się na zboczach dolnego biegu rzeki [32, 38]. W dnie doliny, między Baszkami a Zawadowem, strop kredy znajduje się na zmiennej głębokości od 2,3 do 9,7 m, obniżając się ku północy do ponad 70 m. Stropowa część skał kredowych ma charakterystykę gliny pylasto-ilastej z okruchami skały litej będących wynikiem procesów wietrzeniowych [24].

Twarde skały kredowe są spękanne w wyniku procesów tektonicznych. Osady kredowe są lokalnie przykryte piaskami oraz mułkami kwarcowymi oligocenu. Łączna grubość węglanowych i piaszczystych skał trzeciorzędowych wynosi od kilku do kilkudziesięciu metrów. Skały te są przykryte lodowcowymi osadami w postaci piasków gliniastych ze żwirami oraz glinami zwałowymi o miąższości kilku metrów, stanowiącymi słabo przepuszczalną warstwę dla infiltracji wód opadowych i roztopowych.

Stropową część czwartorzędu tworzy pokrywa lessowa stanowiąca około 90% powierzchni zlewni. Dochodzi ona na wierzchołkach i zboczach dolin do 25 m miąższości. Dna dolin erozyjnych wypełniają aluwialne utwory pylasto-ilaste.



Rys. 3. Rzeźba terenu, wodowskazy i najwydajniejsze źródła w dorzeczu Ciemiegi
 Fig. 3. Relief, water gauges, and water springs in the Ciemiega river basin

Dorzecze Ciemięgi odznacza się żywą rzeźbą lessową z charakterystycznymi stromymi zboczami i gęstą siecią młodych rozcięć erozyjnych, szczególnie w części wschodniej [38]. Względnie płaskie obszary wierzchowinowe, z licznymi zagłębieniami bezodpływowymi, przechodzą w strome zbocza pocięte siecią suchych dolin. Oprócz wymienionych form, występują pogłębione rozcięcia drogowe, stanowiące najmłodsze, antropogeniczne formy rzeźby [50].

Deniwelacje badanego obszaru są znaczne. Rosną one wraz z biegiem rzeki, w miarę zmniejszania się wysokości bezwzględnych. Najwyższe punkty wododziałowe obszaru źródłiskowego osiągają 247 m n.p.m., natomiast ujście Ciemięgi do Bystrzycy znajduje się na wysokości 160 m n.p.m. [19].

W zachodniej części do Jakubowic Konińskich obszar zlewni przedstawia krajobraz łagodnie sfalowanej wierzchowiny lessowej z wyciętą w niej rozległą do 800 m szerokości nieckowatą doliną Ciemięgi [19, 56]. W obrębie prawie płaskich, rozległych obszarów wododziałowych występują formy sufizozyjne typu wymoków o rozmiarach dochodzących na niskim dziale wodnym z Bystrą do 100 m średnicy. Na wysokości Jastkowa formy te znikają prawie zupełnie. Dominującymi formami w tej drugiej części zlewni są rozległe doliny erozyjno-denudacyjne uchodzące do doliny Ciemięgi, wcięte do głębokości 15–20 m. Gęstość ich sieci oraz wysokości względne rosną w kierunku wschodnim.

Poniżej Jakubowic Konińskich stopień rozcięcia terenu rośnie tak, że można już mówić o innym typie rzeźby. Dno doliny Ciemięgi zwęża się do kilkudziesięciu nawet metrów. Zwęża się również cała zlewnia. Zaostrzają się kontrasty rzeźby, wysokości względne dochodzą do 30 m, a nachylenia stoków często przekraczają 20°. Obok suchych dolin erozyjno-denudacyjnych zjawiają się w tym odcinku wąwozy, stanowiące – prócz stromych stoków – dominujący element rzeźby. O młodej rzeźbie tego terenu świadczą kotły sufizozyjne, debry, żłobiny erozyjne, bruzdy spływowe. W tej części zlewni widoczna jest północna krawędź płata lessowego, która w Ciecierzynie dochodzi do Ciemięgi i dalej na wschód wygasa. Wysokości w jej obrębie dochodzą do ok. 220 m n.p.m. [34].

Leżąca na północ od niej piaszczysto-pylasta równina peryglacyjna, ze wznoszącymi się nad nią ostańcami denudacyjnymi, jest położona na wysokości 200–205 m n.p.m. Te dwa różnie urzeźbione tereny rozdziela obszerna, sucha dolina nieckowata uchodząca do Ciemięgi w Ciecierzynie.

Górna, rozleglejsza część dorzecza, wyróżnia się głębokim urzeźbieniem [34]. Znaczny udział mają tutaj powierzchnie wierzchowinowe wzniesione

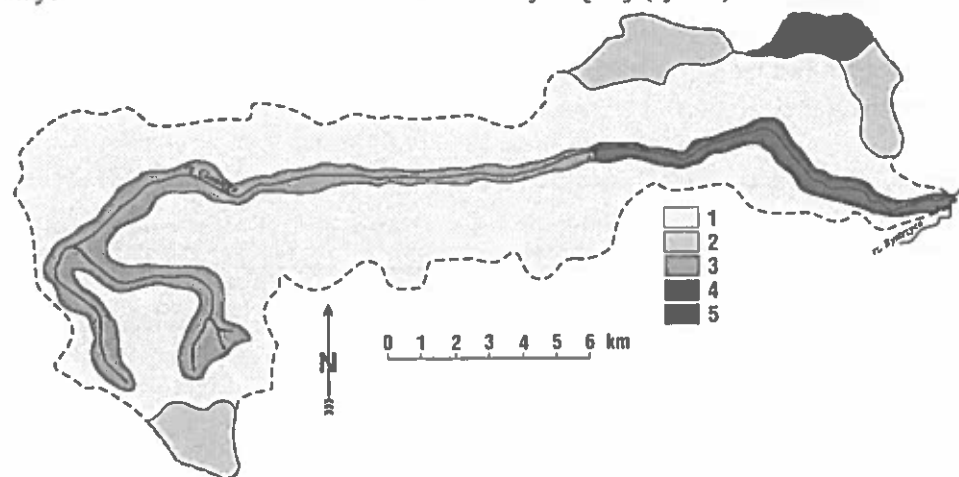
210–245 m n.p.m. Szerokie dno doliny obniża się stopniowo od 210 do 192 m n.p.m. przy wodowskazie w Jastkowie. Wysokości względne wahają się w granicach 20–40 m, a średnie nachylenie powierzchni od $1^{\circ}30'$ do 3° .

Środkowa, mniejsza i węższa część dorzecza, jest silnie urzeźbiona. Powierzchnie wierzchowinowe są mniej rozległe i wznoszą się od 200 do 230 m n.p.m. Dolina ma wyższe zbocza, a znacznie węższe dno obniża się od 192 do 175 m n.p.m. przy wodowskazie w Ciecierzynie. Wysokości względne wahają się od 30 do 50 m, a średnie nachylenie powierzchni od 2° do 5° . Znajdują się tu głębokie i rozgałęzione typowe wąwozy. Dolna, najmniejsza część dorzecza, jest podobna do środkowej.

Zbocza doliny Ciemięgi porozcinane są licznymi wąwozami, bardzo rozczłonkowanymi i dolinami bocznymi, których ogólna długość wynosi 78,5 km, tj. $0,48 \text{ km/km}^2$ [30]. Wąwozy wykształciły się głównie w dolnym odcinku zlewni, gdzie zbocza doliny są krótsze i mają większe deniwelacje. W zlewni są 24 większe formy wąwozowe o ogólnej powierzchni ok. 120 ha.

3.3. Gleby

W zlewni Ciemięgi dominują gleby brunatnoziemne: brunatne i płowe utworzone z lessów i utworów lessowatych [71] (rys. 4).



Rys. 4. Schematyczna mapa gleb zlewni rzeki Ciemięgi (wg Mapy Gleb Polski 1:300 000): 1 – gleby utworzone z lessów i utworów lessowatych, 2 – gleby utworzone z lessów i utworów lessowatych, niecałkowicie napiaskowe, 3 – gleby mułowo-bagienne, 4 – mady, 5 – gleby utworzone z glin i piasków

Fig. 4. Schematic soil map in the Ciemięga river basin (acc. to Soil Map of Poland 1:300 000). 1 – soils derived from loess and loesslike deposits, 2 – shallow soils derived from loess and loesslike deposits lying on sands, 3 – boggy soils, 4 – alluvial soils, 5 – soils derived from loams and sands

Gleby płowe występują na wyniosłościach pokrywy lessowej, gdzie są ograniczone procesy erozyjne i postępujący proces eluwialny. Wzorcowy profil tych naturalnych gleb składa się z poziomu próchniczego o miąższości ok. 10–15 cm, barwy szarawo-brunatnej; poziomu przemycia o barwie jasnoszarej, często na przejściu w niższy poziom występują plamy lub podpoziom oglejenia odgórnego; poziomu iluwialnego warstwowanego, jasno żółto-brunatnego z jaśniejszymi smugami oraz skały macierzystej, tj. lessu węglanowego.

Gleby brunatne w większości są efektem antropogenizacji likwidującej, przez uprawę, poziomu przemycia lub efektem erozji ogławiającej gleby płowe z poziomów wierzchnich. Są to więc gleby „erozyjno-antropogeniczne”, „ogłowione”. Spotyka się je przede wszystkim na zboczach, przy czym w zależności od czynnika erozyjnego, wydziela się gleby brunatne: słabo, średnio, silnie i bardzo silnie zmywane [71, 72].

Gleby powyższe charakteryzują się wyjątkowo wyrównanym składem granulometrycznym w ujęciu przestrzennym, przy zwiększonej zawartości frakcji sypkoidalnej w poziomach iluwialnych. Gleby te mają też wyrównany skład chemiczny, ze względu na dominację w nich SiO_2 . Ich odczyn waha się od kwaśnego do obojętnego. Nie spotyka się w nich CaCO_3 , z wyjątkiem gleb silnie zmytych. Gleby te są zaliczane do średnio próchniczych (0,90–2,92% próchnicy), o dobrych stosunkach wodno-powietrznych, z wyjątkiem miejsc silnie erodowanych. Gleby brunatnoziemne są ogólnie bonitowane bardzo wysoko (Tabele 1–3).

Tabela 1. Skład granulometryczny gleb lessowych na zboczu w zlewni Ciemięgi

Table 1. Grain size distribution of loessial soils on slopes of the Ciemięga river basin

Nr odkrywki*	Głębokość (cm)	Procentowa zawartość cząstek ziemistych o średnicy w mm					
		1–0,1	0,1–0,05	0,05–0,02	0,02–0,002	<0,002	<0,02
1	5–15	3	13	45	27	12	39
	25–35	3	13	48	23	13	36
2	5–15	4	15	47	22	12	34
	25–35	3	15	49	22	11	33
3	5–15	6	17	49	19	9	28
	45–55	10	15	50	16	9	25
4	5–15	6	28	35	20	11	31
	25–35	5	14	45	23	13	36

*Objaśnienia: 1 – wierzchowina, 2 – silnie erodowane zbocze, 3 – dół zbocza, 4 – podnóże zbocza.

Tabela 2. Niektóre właściwości fizyczne gleb lessowych na zboczu w zlewni Ciemięgi
Table 2. Selected physical properties of loessial soils on slopes of the Ciemięga river basin

Nr odkrywki*	Głębokość (cm)	Gęstość (Mg/m ³)		Porowatość ogólna (%)	Kapilarna pojemność wodna		Współczynnik przepuszczalności (cm/s)
		właściwa	objętościowa		% w.w.	% v.v.	
1	5-15	2,65	1,34	49,43	31,36	42,00	0,000220
	25-35	2,67	1,28	52,06	34,95	44,78	0,000628
2	5-15	2,67	1,24	53,56	38,09	47,22	0,000324
	25-35	2,69	1,45	46,10	31,24	45,42	0,000151
3	5-15	2,63	1,20	54,37	39,66	47,47	0,000489
	45-55	2,68	1,38	48,51	30,24	41,96	0,000503
4	5-15	2,56	0,96	62,50	55,12	52,51	0,000814
	40-50	2,67	1,28	52,06	34,75	44,72	0,000503

*Objaśnienia jak w tab. 1.

Tabela 3. Niektóre właściwości chemiczne gleb lessowych na zboczu w zlewni Ciemięgi
Table 3. Selected chemical properties of loessial soils on slopes of the Ciemięga river basin

Nr odkrywki*	Głębokość (cm)	Próchnica (%)	CaCO ₃ (%)	pH	
				1 n KCl	H ₂ O
1	5-15	1,60	0,00	4,6	6,0
	25-35	0,16	0,00	5,1	6,5
2	5-15	0,59	12,44	7,4	7,9
	25-35	0,09	15,35	7,5	8,1
3	5-15	2,13	3,41	7,1	7,5
	35-55	0,22	4,49	7,4	7,9
4	5-15	4,84	0,00	4,0	4,9
	25-35	0,49	0,00	4,3	5,6

*Objaśnienia jak w tab. 1.

Utwory lessowate są skałami pyłowymi o składzie granulometrycznym podobnym do składu lessów. Są to utwory niecałkowite, tzn. podścielone wapieniami, piaskami lub gliną. Z utworów lessowatych wytworzyły się gleby płowe z udziałem brunatnych. Gleby te zawierają ok. 2% próchnicy, są kwaśne lub słabo kwaśne, a zasobność w fosfor i potas jest na ogół zła, czasem średnia. Wartość użytkowa tych gleb jest na ogół dobra.

W dolinie rzeki Ciemięgi, o powierzchni wynoszącej 1773 ha, przeważają gleby hydrogeniczne: torfowo-murszowe, słabo zmurszałe, wytworzone z torfów zamulonych, na torfie włóknistym podścielonym gytą (46% powierzchni doliny) i torfowo-mułowe bagienne (11% powierzchni doliny). Pozostałe gleby to mineralne gleby glejowe oraz napływowe gleby aluwialno-deluwialne

[20]. Gleby te charakteryzują się niewielką przepuszczalnością, są nadmiernie uwilgotnione. Wykorzystywane są z reguły jako łąki kośne.

3.4. Warunki klimatyczne

Omawiany obszar należy do klimatycznego regionu lubelskiego wyodrębnionego we wschodniej części pasa wyżyn południowopolskich. Przy średnich rocznych temperaturach 7,4–7,6°C średnie miesiące skrajnych wahają się od -3,5 do 18,5°C. Amplitudy roczne są więc rzędu 22°C, co świadczy o nasileniu cech kontynentalnych klimatu, znaczniejszym niż w regionach położonych po zachodniej stronie Wisły. Odpowiednio do tego dwie zasadnicze pory roku trwają dość długo: zima około 97 dni, lato 102 dni a okres wegetacyjny 210–220 dni.

Opady charakteryzują się znaczną zmiennością; średnie roczne sumy opadów w dorzeczu wynoszą około 570 mm, z czego na zimę przypada 16%, na wiosnę 21%, na lato 42% i na jesień 21% [40, 85].

Tabela 4. Dane klimatyczne okolic Lublina dotyczące okresu badań (maj 1996 – sierpień 1997) (Stacja Meteorologiczna UMCS)

Table 4. Meteorological data (collected in the University of Maria Curie Skłodowska Meteorological Station) for the study period (May 1996 – August 1997)

1996						1997				
V	VI	VII	VIII	IX	X	IV	V	VI	VII	VIII
Suma opadów (mm)										
52,9	32,0	56,9	113,5	135,5	47,1	21,2	64,1	40,2	326,6	32,1
Średnia temperatura (°C)										
16,4	17,6	17,1	18,5	10,5	9,3	3,3	12,3	15,3	16,2	15,7

3.5. Hydrologia

Rzeka Ciemięga bierze początek w Motyczu na wysokości 223 m n.p.m. i uchodzi do Bystrzycy w Sobianowicach (160 m n.p.m.). Całkowity spadek zwierciadła wody rzecznej osiąga wartość 63 m, przy czym w górnym biegu spadki koryta są małe (do 1 promila), a w dolnym odcinku przekraczają 2 promile [38]. O zasobach wodnych Ciemięgi decyduje głównie zasilanie podziemne.

W górnej części dorzecza, wody te utrzymują się w osadach piaszczystych zalegających na glinach zwałowych, a głębokość ich występowania jest mała – kilka lub kilkanaście metrów [33]. W środkowej części dorzecza wody podziemne w strefach zboczy utrzymują się na głębokości kilku metrów, a w

obszarach wierzchołkowych na 15–30 m. W dolnej części dorzecza wody podziemne utrzymują się na głębokości 30–45 m i są silnie drenowane przez koryto i dolinę rzeki. Na tym odcinku rzeka jest zasilana przez duże źródła, w których woda wypływa bezpośrednio ze szczelin skalnych. Cechą charakterystyczną środkowej i dolnej części dorzecza jest silna więź hydrauliczna wód powierzchniowych z podziemnymi. W dnach dolin rzecznych poziom wód gruntowych utrzymuje się na niewielkich głębokościach, co powoduje istnienie okresowych podmokłości.

Ze względu na stosunkowo niskie opady dorzecze Ciemięgi należy do obszarów o deficytowym bilansie wodnym [85]. Wskaźnik spływu jednostkowego jest tutaj znacznie niższy od średniego dla Polski i wynosi przeciętnie $3,2 \text{ l/s/km}^2$. Wody gruntowe poza doliną rzeczna występują przeważnie na głębokościach rzędu kilkudziesięciu metrów. Tylko w najwyższej części dorzecza znajdujemy je dość płytko i wyłącznie w utworach czwartorzędowych. W części środkowej zaś poziom wodonośny związany jest z utworami czwartorzędowymi i skałami górnokredowymi. Dzięki znacznej głębokości zwierciadła wód podziemnych oraz występowaniu w dominującej części dorzecza miększych lessów łatwo chłonących wody atmosferyczne, przeważa zasilanie gruntowe, stanowiące około 60% całkowitego odpływu Ciemięgi. Sprzyja to rozwojowi denudacji chemicznej. Wody gruntowe w górnej części dorzecza występują tylko w postaci wysięków związanych z utworami czwartorzędowymi coraz liczniejsze w dół biegu; wypływają one z utworów czwartorzędowych i ze skał górnokredowych odsłaniających się lokalnie w głębszych dolinach bocznych i wcięciach erozyjnych.

Wydajność wybranych źródeł dorzecza badał szczegółowo Michalczyk i in. [40] oraz Orlik i Węgorek [50]. Wybrane wyniki przedstawiono w tabelach 5–7.

Cechą hydrologiczną dorzecza jako całości jest bardzo duży udział wód podziemnych w odpływie, a także słaby związek między odpływem i opadem. Wpływa na to charakter rzeźby oraz właściwości budowy geologicznej, a zwłaszcza pokrywa lessowa o znacznej miąższości [69]. Nie mniej duże wysokości względne i znaczne spadki terenu, sprzyjają powierzchniowemu spływowi wód opadowych i roztopowych.

Dane Michalczyka i in. [40] odnośnie przepływów i odpływów jednostkowych, wskazują na nierównomierny wzrost ilości płynącej wody wraz z biegiem rzeki. Stwierdzono, że odpływy jednostkowe najczęściej rosną z biegiem rzeki, co wskazywałoby na zwiększający się udział wód piętra kredowo-paleoceńskiego w formowaniu przepływu. W środkowym i szczególnie

Tabela 5. Wydajność (Q – l/s) wybranych źródeł dorzecza Ciemięgi [40]

Table 5. Efficiency (Q – l/s) of the selected water springs in the Ciemięga river catchment [40]

Źródło	Data pomiaru					+
	VII 1965	IX 1971	IX 1991	V 1994	V 1996	V 1997
Snopków Północny	–	–	1,0	–	2,7	–
Snopków Kolonia	–	–	0,2	–	0,2	–
Baszki I	–	5,16	8,7	13,4	27,5	13,7
Baszki II	–	–	10,8	14,3	17,9	15,4
Baszki III	22,0	–	32,7	26,7	17,6	16,2
Pliszczyn	30,0	27,8	28,1	24,6	24,3	21,0

Tabela 6. Średnie przepływy dla wybranych miesięcy (Q – l/s/km²) i odpływy jednostkowe (q – l/s/km²) w zlewniach cząstkowych Ciemięgi w 1995 i 1996 [40]Table 6. Mean flow rates for selected months (Q – l/s/km²) and unit outflows (q – l/s/km²) in individual small basins of the Ciemięga river recorded in 1995 and 1996 [40]

Miesiąc	Snopków		Baszki		Pliszczyn	
	Q	q	Q	q	Q	q
VI 1995	191	2,06	304	2,10	381	2,50
XI 1995	246	2,65	300	2,08	412	2,71
XII 1995	201	2,17	241	1,68	292	1,92
IV 1996	1139	11,2	1975	13,7	2239	14,7
VI 1996	142	1,53	193	1,34	234	1,54
IX 1996	150	1,62	264	1,83	366	2,41
X 1996	141	1,52	293	2,03	395	2,59
Średnia	247	2,66	369	2,56	456	2,59

Tabela 7. Średnie i skrajne roczne przepływy (l/s) [50]

Table 7. Mean and boundary (min and max) annual flows (l/s) [50]

Rok	Średni	Maksymalny	Minimalny
1971	531	2120	195
1972	459	1040	273
1981	849	2500	394
1982	672	7450	313
1990	339	980	124
1991	333	1140	140
1971–72 i 82–91	516	7930	124

w dolnym biegu główną rolę w zasilaniu rzeki odgrywają źródła. Ich liczba zmienia się wraz z zasobnością czwartorzędowego i paleoceńskiego poziomu wodonośnego. O wielkości zasilania źródłanego decyduje wydajność największych wypływów, znajdujących się w dolnym biegu rzeki.

Orlik [48] badając szybkość infiltracji w glebach lessowych w terenie falistym (Elizówka) stwierdził, że była ona zróżnicowana w zależności od elementu rzeźby terenu i rolniczego wykorzystania gleby (od 0,1 do 167 mm/min na ściernisku i roli). Barię ograniczającą wsiąkanie wody w głąb profilu glebowego okazała się podeszwa płużna przez którą wsiąkanie, bez względu na fizyczny stan gleby i uprawę, jest znacznie wolniejsze niż na powierzchni.

W przebiegu odpływów odzwierciedla się dwudzielność dorzecza [40, 69]. Górna jego część charakteryzuje się małym udziałem wód podziemnych w odpływie w porównaniu z częścią dolnej. Wynika to z małej zasobności wodnej utworów czwartorzędowych stanowiących główne źródło zasilania rzeki powyżej Dysa. Dolny brzeg rzeki, zasilany ze zbiornika kredowego, odznacza się większym udziałem wód podziemnych. Dzięki temu w okresach suszy odpływ jednostkowy rośnie z biegiem rzeki.

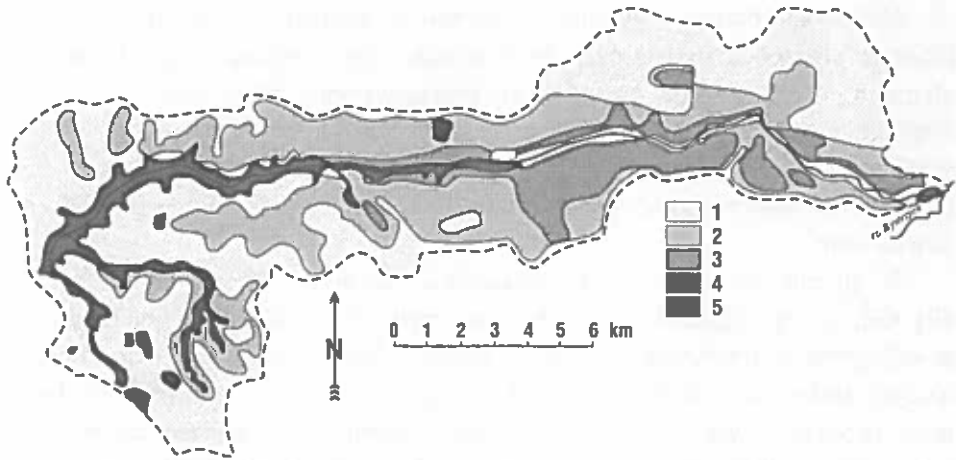
Odmiennie przedstawia się sytuacja w okresach zasilania przez deszcze lub topniejący śnieg. Wówczas odpływy jednostkowe są z reguły większe w górnym biegu, gdzie warunki dla wsiąkania przedstawiają się mniej korzystnie [39].

3.6. Szata roślinna i użytkowanie terenu

Ze względu na występowanie urodzajnych gleb w dorzeczu Ciemięgi, naturalna szata roślinna została zniszczona. Lasy zajmują tylko 1,5% powierzchni, przy czym są to przeważnie zakrzaczone wąwozy i strome zbocza pokryte roślinnością krzaczastą. Łąki, istniejące tylko na dnie doliny obejmują ok. 7,5% obszaru. Zbocza i wierzchowiny, wznoszące się do 200–230 m n.p.m. zajęte są przez pola uprawne, stanowiące ok. 89% powierzchni (rys. 5). Zabudowania, drogi i wody zajmują ok. 2% powierzchni. Obszar zlewni zamieszkuje ok. 15 tys. osób.

Uprawą płużną objęte są duże powierzchnie zboczy o nachyleniach przekraczających 15% – chociaż coraz więcej pól na stromych zboczach odługuje lub przeznaczonych jest pod ogrody działkowe albo działki rekreacyjne [32]. Ogólny obszar gruntów uprawnych w zlewni, zagrożonych w stopniu silnym erozją wodną (o nachyleniu 15%) wynosi ok. 470 ha. Są one położone głównie w dolnym i środkowym odcinku zlewni. Zagrożenie erozyjne dodatkowo potęguje niewłaściwy układ pól i związany z nim wadliwy (z punktu widzenia ochrony gleb przed erozją) kierunek upraw (rys. 5).

Na terenie zlewni Ciemięgi przeważają gospodarstwa małe (kilka hektarów). Związana jest z tym gęsta sieć małych i większych wsi oraz kolonie



Rys. 5. Rozkład użytków i kierunki upraw w zlewni Ciemięgi: 1 – pola o prawidłowym kierunku upraw (53,59% pow. upraw); 2 – pola z przewagą wadliwego kierunku upraw (33,57% pow. upraw); 3 – pola o wadliwym kierunku upraw (12,84% pow. upraw); 4 i 5 – łąki, pastwiska, lasy, zadrzewienia i zakrzaczenia [35]

Fig. 5. Land use and cultivation direction in the Ciemięga river basin: 1 – fields with proper contour-cultivation (53.59% of arable fields); 2 – fields with domination of faulty cultivation (33.57%); 3 – fields with faulty cultivation (12.84%); 4 and 5 – meadows, pastures, forests and shrubs [35]

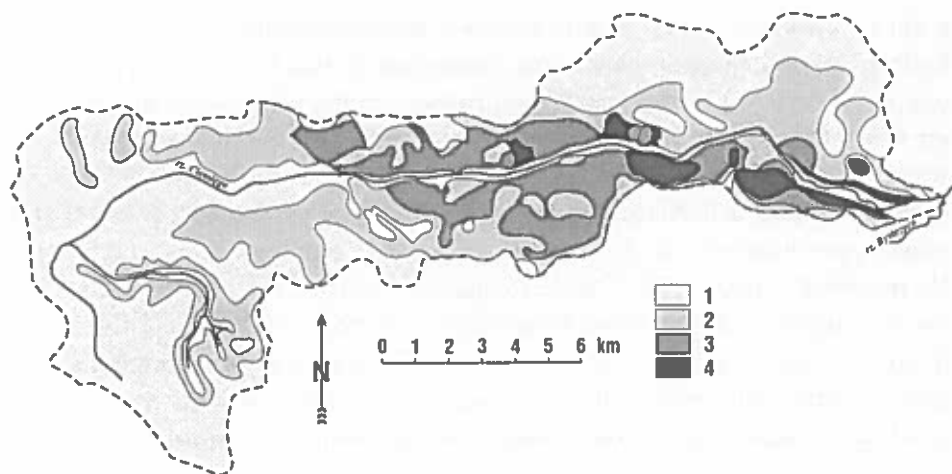
połączone licznymi drogami gruntowymi, często biegnącymi wzdłuż spadku terenu, potęgującymi procesy erozyjne w zlewni i zamulanie dna doliny.

Głównymi roślinami uprawnymi są: pszenica, buraki cukrowe i ziemniaki. Przeciętne nawożenie wynosi: N 60, P 10, K 20 kg/ha. Sporadycznie stosowany jest również obornik oraz wapnowanie gleb.

3.7. Procesy erozyjne i denudacyjne

Rodzaj utworów geologicznych, użytkowanie ziemi i warunki klimatyczne przyczyniły się w dorzeczu Ciemięgi do intensywnych procesów erozyjnych, w wyniku których rzeźba zlewni uległa silnemu zróżnicowaniu [50]. Wykształciły się różnorodne formy: od łagodnych kopuł i płaskich obniżeń, do stromych stoków, ostrych form wąwozowych, głęboko wciętych dróg gruntowych.

Turski i in. [74] podają, że zmiany pokrywy glebowej pod wpływem użytkowania rolniczego, tj. w wyniku zamiany gleb leśnych na uprawne, a w terenie urzeźbionym również wskutek erozji, zachodzą bardzo szybko. Zwłaszcza w pierwszym okresie, tj. do 50 lat, zmiany były ogromne, w szczególności w większości poziomu próchniczego i morfologii profili glebowych.



Rys. 6. Zasięgi erozji gleb w zlewni Ciemięgi: 1 – bez erozji lub erozja słaba (52,15% pow.); 2 – erozja średnia (30,16% pow.); 3 – erozja silna (14,21% pow.); 4 – erozja bardzo silna (3,48% pow.) [35]

Fig. 6. Water erosion rates in the Ciemięga river catchment: 1 – no erosion or weak erosion (52.15% of the basin); 2 – medium erosion (30.16%); 3 – strong erosion (14.21%); 4 – very strong erosion (3.48%) [35]

W glebach uprawianych dłużej (500–600 lat) zmiany zachodziły powoli i dotyczyły głównie właściwości chemicznych.

Doliny o dużych spadkach dna i zboczy są jednym z najpoważniejszych zagrożeń ekologicznego funkcjonowania zlewni Ciemięgi. Uprawa płużna, niewłaściwy układ pól, brak zadrzewień linii ciekowych, parowy drogowe w ich zlewniach stwarzają realne niebezpieczeństwo intensywnych procesów zmywnych i transportu ich produktów (namuły, związki biogenne, biocydy) w dno doliny i do rzeki. Stanowiąc to będzie także zagrożenie dla przewidywanych zbiorników wodnych [50].

Według Ziemińskiego i Łosia [85] ok. 3,5% powierzchni zlewni jest zagrożonych erozją bardzo silną, a 14,2% erozją silną. Zasięgi erozji gleb w zlewni oraz nasilenie erozji liniowej przedstawia rys. 6.

Orlik i Węgorek [48] dokonali szczegółowej analizy zagrożeń erozyjnych w zlewni rzeki Ciemięgi i zaproponowali różne systemy zabezpieczające przed erozją. Natomiast ilościowe ujęcie procesów denudacyjnych w dorzeczu Ciemięgi przedstawił Maruszczak i in. [34]. Na podstawie przeprowadzonych w latach 1974–1976 w dwóch punktach wodowskazowych, ustalonych w górnej (Jastków) i środkowej (Ciecierzyn) części dorzecza, określono ilość zawiesin i roztworów odtransportowywanych z dorzecza przez Ciemięgę. Stwierdzono, że bilans denudacji mechanicznej był nieproporcjonalnie większy w zestawieniu

z masą utworów, które są powszechnie przemieszczane na niewielką odległość. Saldo denudacji chemicznej natomiast w znacznie większym stopniu odpowiadało ogólnej ilości substancji rozpuszczonej i wprowadzonej do obiegu w postaci roztworów. W bilansowym ujęciu zatem składowa chemiczna wyraźnie przeważała nad mechaniczną. Relacje między nimi kształtowały się jednak różnie w zależności od sezonowych zmian warunków klimatycznych określających stosunki zasilania rzeki przez wody gruntowe i powierzchniowe. Na przykład w roku 1975/76 duże różnice wystąpiły między górną i środkową częścią dorzecza. Stosunkowo niewielkiemu wzrostowi intensywności urzeźbienia w części środkowej odpowiadał ponad 5-krotny przyrost intensywności denudacji mechanicznej, a równocześnie stosunkowo niewielkie zmniejszenie denudacji chemicznej uwarunkowane zmianą stosunków hydrologicznych.

3.8. Jakość wód powierzchniowych

Jakość wód powierzchniowych źródeł rzeki Ciemięgi badał Michalczyk i in. [39, 40] oraz Podlaszewski i Karaś [55], natomiast stawów Mąka [36] oraz Orlik i Józwiakowski [49]. Stwierdzili oni, że pod względem fizykochemicznym jakość wód odpowiada III klasie czystości. O tej klasyfikacji decydowała zawartość fosforu ogólnego, wahająca się od 0,26 do 0,38 mg P/dm³ (tab. 8). Natomiast przekroczenia dla norm klasy I dotyczyły fosforanów, azotu ogólnego, BZT5, utlenialności, ogólnej zawiesiny, substancji rozpuszczonych i przewodnictwa. Sporadycznie stwierdzono również przekroczenie wskaźnika ołowiu. Pod względem wskaźników biologicznych wody rzeki są stosunkowo czyste. Wody rzeki Ciemięgi nie zawierały przekroczeń wskaźników w zakresie metali ciężkich.

Wody źródeł oceniono jako twarde lub średniej twardości, o odczynie słabo zasadowym i o wysokim stężeniu fosforanów (0,2 mg PO₄/dm³). W dwóch źródłach stwierdzono podwyższone stężenie azotu azotanowego (> 2,0 mg/dm³). W przypadku stawów wystąpiło okresowe zwiększenie zawartości fosforanów i azotanów.

Tabela 8. Wartości charakterystyczne wskaźników zanieczyszczenia wód w latach 1994–1996 w przekrojach kontrolnych w Pliszczynie i Jastkowie [39]

Table 8. Characteristic values of water pollution indices in 1994–1996 in control cross-sections at Pliszczyn and Jastków [39]

Nazwa wskaźnika (mg/dm ³)	Klasa czystości			Pliszczyn			Jastków		
	I	II	III	1994	1995	1996	1994	1995	1996
Temp. wody	22	26	26	16,7	18,8	17,2	16,1	16,8	17,1
Odczyn pH	6,5–8,5	6,5–9,0	6,0–9,0	7,7–8,4	7,3–8,2	7,7–8,4	7,6–8,4	7,1–8,1	7,4–8,3
Tlen rozpuszcz.	6	5	4	9,5	8,6	9,2	7,0	6,9	7,0
BZT 5	4	8	12	<u>4,2</u>	<u>4,8</u>	<u>4,7</u>	3,2	2,9	<u>5,25</u>
Utlenialność	10	20	30	6,6	12,7	<u>13,2</u>	<u>10,9</u>	9,0	<u>15,3</u>
Chlorki	250	300	400	35	20	17	42	16	18
Siarczany	150	200	250	27	26	20	28	27	15
Subst. rozpuszcz.	500	1000	1200	485	514	474	<u>513</u>	489	<u>522</u>
Zaw. ogólna	20	30	50	16	<u>27</u>	19	11	18	15
Sód	100	120	150	27,4	21,9	9,0	21,5	19,8	8,9
Potas	10	12	15	4,1	3,5	4,6	2,5	2,7	4,1
Azot amonowy	1,0	3,0	6,0	0,39	0,49	0,96	0,44	0,58	0,78
Azot azotanowy	5,0	7,0	15,0	1,31	1,48	2,10	1,53	1,19	0,66
Przewodnictwo	800	900	1200	752	812	744	<u>817</u>	843	795
Fosforany	0,2	0,6	1,0	0,48	<u>0,63</u>	0,49	<u>0,46</u>	0,40	0,37
Fosfor ogólny	0,1	0,25	0,4	<u>0,29</u>	<u>0,38</u>	<u>0,26</u>	<u>0,30</u>	0,21	<u>0,31</u>
Chrom	0,05	0,05	0,05	0,004	0,003	0,001	0,005	0,002	nw
Cynk	0,2	0,2	0,2	0,019	0,022		0,035	0,037	
Kadm	0,005	0,03	0,10	0,004	0,001	0,001	0,007	0,001	nw
Miedź	0,05	0,05	0,05	0,009	0,005	0,008	0,007	0,008	0,020
Nikiel	1,0	1,0	1,0	0,010	0,001	0,003	0,005	0,001	0,004
Ołów	0,05	0,05	0,05	0,041	0,005	0,003	0,045	0,006	0,002
Kl. czyst. fiz.-chem.	–	–	–	III	III	III	III	II	III
Miano Coli fekal.	1,0	0,1	0,01	0,004	0,04	0,04	0,04	0,004	0,04
Saprobowość	oligo beta	beta alfa	alfa	beta	beta	beta	beta	beta	beta
Kl. czyst. biolog.	–	–	–	poza	poza	III	III	poza	III
Kl. czyst. ogólna	–	–	–	poza	poza	III	III	poza	III

0,48 – przekroczenie klasy I; 0,63 – przekroczenie klasy II

4. WYKORZYSTANIE MODELI EROZYJNYCH I EROZYJNO-HYDROLOGICZNYCH W SZACOWANIU RYZYKA EROZJI GLEBY

Współcześnie coraz częściej do analizy procesów erozji i oceny jej skutków wykorzystuje się modele numeryczne. Istnieje wiele modeli erozyjnych, w których zastosowano opis ruchu wody na powierzchni i wewnątrz gleby, strat erozyjnych, transportu sedymentu i jego osadzania [1–3, 6, 10–14, 18, 22, 23, 31, 43, 45–47, 52, 59, 60, 62, 64, 68, 79, 81, 84]. Już pierwsze badania Wischmeiera i Smitha [81] dowiodły, że wykorzystanie modeli, jako mniej kosztownej i bardziej efektywnej metody może być niezwykle przydatne do analizy i oceny skutków samej erozji, jak też wpływu zastosowanych metod ochrony gleby i wody. Modele dają ponadto możliwość przeprowadzania długofalowej symulacji dla wielu obiektów zagrożonych erozją, analizy współzależności pomiędzy wybranymi procesami i ich skutków, wytyczanie dalszych kierunków badań i inne. Przewidywanie zjawisk erozyjnych jest potrzebne także do opracowywania nowych metod pomiarowych oraz scenariuszy, które mogłyby obniżyć, a w konsekwencji także zlikwidować negatywne skutki tych procesów.

Do najbardziej znanych, a jednocześnie prostych modeli należy uniwersalne równanie strat gleby – USLE (Universal Soil Loss Equation) [2, 3, 18, 81].

4.1. Opis modelu USLE

Model USLE został opracowany pod koniec lat 60-tych [18, 81]. Pierwsza wersja modelu stwarzała możliwość analizy zjawiska w skali jednego pola o niewielkiej powierzchni. Zmodyfikowana wersja z 1995 roku może już być stosowana dla małych i średnich zlewni, symulując stratę sedymentu z jej powierzchni.

Równanie (model) strat glebowych (USLE), wyprowadzono na podstawie wieloletnich badań eksperymentalnych (10000 tzw. „lato-poletek”), prowadzonych w warunkach naturalnych oraz z zastosowaniem symulatorów deszczu w terenie i w laboratorium [81]. Formuła USLE ma postać:

$$E = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad (1)$$

gdzie: $[t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}]$, R – średnia roczna erozyjność deszczu i spływów (w dalej omówionych jednostkach erozyjności) $[Je \cdot rok^{-1}]$, K – podatność gleb

na erozję [$t \cdot ha^{-1} \cdot Je^{-1}$], L – bezwymiarowy współczynnik długości zbocza, S – bezwymiarowy współczynnik spadku zbocza, C – bezwymiarowy współczynnik rodzaju upraw i sposobu użytkowania, P – bezwymiarowy współczynnik zabiegów przeciwoerozyjnych. Spośród sześciu wymienionych parametrów tylko R i częściowo C , zależny m.in. od okresów występowania deszczów wywołujących erozję, są parametrami regionalnymi.

4.1.1. Erozyjność opadów i spływy powierzchniowe (R)

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

$$R = R_r + R_s \quad (2)$$

Erozyjność pojedynczego deszczu i wywołanego nim spływu jest wyznaczana jako iloczyn jego energii kinetycznej i maksymalnej intensywności w okresie 30 minut:

$$R_{rj} = \frac{E_k \cdot I_{30}}{100} \quad (3)$$

gdzie: R_{rj} – erozyjność deszczu [$(MJ \cdot ha^{-1}) (cm \cdot h^{-1})$] – jednostka ta nazywana jest skrótowo jednostką erozyjności i oznaczana przez Je], I_{30} – maksymalna 30-minutowa intensywność deszczu [$cm \cdot h^{-1}$], $1/100$ – współczynnik przeliczeniowy z $J \cdot m^{-2}$ na $MJ \cdot ha^{-1}$, E_k – energia kinetyczna deszczu wyznaczona z równania (4) [$J \cdot m^{-2}$].

Erozyjność deszczów w ciągu roku – R_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 $P \geq 0,5$ cala, tj. $P \geq 12,7$ mm oraz o mniejszej warstwie jeśli: $I_{max} \geq 0,25$ cala/15 min tj. $I_{max} > 6,3$ mm/15 min.

Deszcze rozdzielone 6-godziną 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:

$$E_{ki} = (206 + 87 \log I_i) \cdot P_i \quad (4)$$

gdzie: E_{ki} – energia kinetyczna w i -tym przedziale [$J \cdot m^{-2}$], I_i – intensywność deszczu w i -tym przedziale [$cm \cdot h^{-1}$], 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. $[MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm^{-1} \cdot h^{-1}]$) przyjmują 1/10 sumy opadu mm z okresu od 1 grudnia do 31 marca.

4.1.2. Podatność gleb na erozję (K)

Podatność ta 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 0,1–2,0 mm,
- struktury gleby (wielkości agregatów),
- przepuszczalności.

Współczynnik K wyraża masę zerodowanej gleby z jednostki wzorcowego poletka, przypadającą na jednostkę erozyjności $[(t/ha)/Je]$. 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) współczynniki L , S , C i P są równe 1,0.

Wartość współczynnika K można wyznaczyć z nomogramu [8], w którym uwzględnia się także stopień pokrycia powierzchni kamieniami. Dla gleb z zawartością pyłu i drobnego piasku (0,02–0,1 mm) nie większą niż 70% wartości K wyliczamy z równania:

$$K = 2,77 \cdot 10^{-6} \cdot M^{1,14} \cdot (12 - OS) + 0,043 \cdot (A - 2) + 0,033 \cdot (D - 3) \quad (5)$$

gdzie: M – iloczyn procentowej zawartości cząstek 0,002–0,1 mm i 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.

4.1.3. Topografia terenu (L i S)

Topografię terenu określają współczynniki L – długości zbocza i S – spadku zbocza. Iloczyn współczynników L i S nazywany jest współczynnikiem topograficznym. Współczynniki te są bezwymiarowe. L jest stosunkiem ilości zmytej (zerodowanej) gleby z poletka o rozpatrywanej długości do ilości z poletka o długości 22,1 m (tj. długości poletka wzorcowego), przy identycznych pozostałych warunkach, które wpływają na intensywność procesu (opad,

gleba, spadek, pokrycie, uprawy). Analogicznie S jest stosunkiem ilości zmytej 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:

$$LS = \left(-\frac{\lambda}{22,1} \right)^m (0,065 + 0,0454s + 0,0065s^2) \quad (6)$$

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:

$$s = 0,25Z \frac{l_{C25} + l_{C50} + l_{C75}}{DA} 100 \quad (7)$$

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:

$$\lambda = 0,5 \frac{DA}{l_s} \quad (8)$$

gdzie: l_s – długość wszystkich cieków w zlewni.

4.1.4. Rodzaje upraw i stosowane zabiegi (C i P)

Roślinność 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 ugiem i zabiegami prowadzonymi wzdłuż spadku. Ochronne działanie roślin przed erozją, a więc i wartość współczynnika C , zmienia się wraz z fazami rozwojowymi 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, niż 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:

$$C = \frac{\sum_{i,j} \Delta p_j C_{ij}}{\sum_j \Delta p_j} \quad (9)$$

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

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

Wartości C i P dla zlewni wyznacza się jako średnie ważone z wartości wyznaczonych dla i -tych zlewni cząstkowych.

4.1.5. Program komputerowy równania USLE

Program komputerowy został opracowany w National Soil Erosion Laboratory (West Lafayette, Indiana, USA) i adaptowany do warunków europejskich [2, 5, 18, 59, 67, 81].

Opcje głównego menu odpowiadają omówionym wcześniej parametrom USLE. Wybór jednej z opcji powoduje uruchomienie procedury określania danego parametru, którego wartość zostaje umieszczona w okienku z prawej strony ekranu po zakończeniu procedury i powrocie do menu. Jednocześnie aktualizowane są wszystkie obliczone wartości erozji, widoczne w ramce poniżej. Równanie USLE było zastosowane w Polsce po raz pierwszy przez Banasika i Ignara [2, 3] oraz Rejmana i Linka [58].

Jako przykład przedstawiono tutaj główne menu programu USLE dla małej zlewni położonej na Równinie Radomskiej (rys. 7) [2].

Model ten tworzy tzw. pierwszą generację programów numerycznych analizujących te zagadnienia. Model ten odnosi się do małej skali (1 pole

©'91 Katedra Budownictwa Wodnego SGGW v 2.0
 Uniwersalne Równanie Strat Glebowych – USLE
 Wprowadzenie i Edycja danych

	Wartość	
USLE	77,1	[Je]
Parametr R	0,251	[T/Je/ha]
Parametr K	0,304	[-]
Parametr LS	0,088	[-]
Parametr C	0,9	[-]
Parametr P	0,188	[-]
[Je] = [MJ/ha cm/h]		

Średnia roczna masa erodowanej gleby	
- z jednostki powierzchni zlewni	46,8 [t km ² /rok]
- w całej zlewni	1094,3 [t/rok]
Masa rumowiska odprowadzanego z obszaru zlewni	206,3 [t/rok]

Rys. 7. Główne menu programu USLE zawierające obliczone wartości parametrów oraz wielkości erozji dla małej zlewni położonej na Równinie Radomskiej [2]

Fig. 7. Main menu of the USLE programme, containing calculated values of water erosion in a small catchment area in the Radomska Plain [2]

i I profil glebowy) i był stosowany w kilku modyfikacjach: dUSLE, MUSLE, RUSLE. USLE nie uwzględnia osadzania sedymentu i nie wymaga wielu danych eksperymentalnych. Dane mogą być wykorzystane z map topograficznych, glebowych lub użytkowych.

Weryfikowano również i inne parametry wchodzące w skład równania USLE i RUSLE, a szczególnie dwa parametry: czynnik erozyjności opadu R oraz wskaźnik podatności gleby na erozję, tj. parametr K równania.

Wyniki pomiarów bezpośrednich oraz wyliczone współczynniki korelacji pomiędzy wskaźnikiem wyliczonym na podstawie tych modeli a danymi z doświadczeń polowych na wzorcowych poletkach erozyjnych typu „Wischmeiera”, wskazują na dużą zgodność danych empirycznych z wyliczonymi, zwłaszcza przy opisie wielkości zmywów z gleby o różnym stopniu zerodowania, przy wykorzystaniu aktualnego rozkładu i aktualnych wartości EI_{30} w porównaniu do wielkości tego wskaźnika w skali roku.

Głównym źródłem błędów w prognozowaniu zmywu gleby przy pomocy modelu RUSLE jest wysoce nieprzewidywalny rozkład wskaźnika erozyjności

opadu EI_{30} w ciągu roku. Stąd też przy wyliczaniu wartości EI_{30} należy zastosować obniżoną wartość progową i za opad erozyjny przyjąć 6,7 mm, zamiast 12 mm, który proponowany jest w warunkach klimatycznych USA [2, 3, 59, 67, 81].

Stwierdzono ponadto, że krzywe opisujące okresowe wartości wskaźnika podatności gleby na erozję K w modelu RUSLE nie odzwierciedlają w dostatecznym stopniu zmiennej podatności na erozję gleb o różnym stopniu zerodowania. W zadawalający sposób krzywa opisuje podatność gleby deluwialnej, natomiast słabo gleby średnio zerodowanej. Wiąże się to z różnicami w składzie granulometrycznym (zawartość iltu koloidalnego w glebie średnio zerodowanej jest większa o 50% w porównaniu do gleby deluwialnej) i zawartości substancji organicznej. Wartości odczytane z nomogramu dla obydwu gleb są podobne, podczas gdy dane doświadczalne wskazują, że podatność gleby deluwialnej jest dwukrotnie większa od podatności gleby zerodowanej [59, 81].

Inne uwagi krytyczne w stosunku do tego programu to fakt, iż żaden z parametrów USLE nie jest oparty na procesach zachodzących w rzeczywistości, lecz opiera się na założeniach przyjętych dla warunków, w których był opracowywany a więc dla obszaru Środkowego Zachodu USA; nachylenia stoku tylko do 25% a przecież w wielu rejonach gospodarka prowadzona jest także na bardziej stromych zboczach; określenia czynnika okrywy roślinnej opartej na uprawach typowych dla USA i inne.

Zdecydowano się jednak na ten model, ponieważ jest on prosty w użyciu i został dokładnie rozpracowany dla warunków niemieckich [67], już bardziej zbliżonych do panujących na Wyżynie Lubelskiej, aniżeli warunki gospodarowania i fizjograficzne w USA.

Drugą generację modeli otwiera CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosin from Agricultural Management Systems). Jest to analityczny model małoskalowy, oparty na analizie pojedynczych deszczy erozyjnych, który przewiduje spływ gleby i transport składników odżywczych i pestycydów w obszarach użytkowanych rolniczo [18, 64].

Innym modelem z tej grupy, który był wykorzystywany przez wielu badaczy to EPIC (Erosin Productivity Impact Calculator). Program wykorzystuje procedury analityczne do wyliczenia spływów dziennych, tempa erozji wodnej i wietrznej, strat składników, wzrost roślin oraz pewne skutki ekonomiczne na obszarze pól uprawnych. Została także przedstawiona modyfikacja tego modelu do oceny skutków erozyjnych na obszarze zlewni [18, 68, 79].

Jak wspomniano, modele analityczne nie znajdują uniwersalnego zastosowania, jako że procesy transportu zostały w nich bardzo uproszczone a parametry modeli nie mają realnego fizycznego i chemicznego znaczenia oraz nie wszystkie charakterystyki i statystyki dla procesu erozyjnego zostały w nich uwzględnione. Wymagają one ponadto weryfikacji dla każdego nowego miejsca wybranego do oceny.

Ostatnią grupę modeli erozyjnych opracowano więc już w oparciu o fizycznie mierzalne parametry, w których rozwiązywane są równania różniczkowe, stosując metody numeryczne dla opisu procesu transportu, osadzania, itd. Modele te jednak pociągają za sobą liczne badania w celu walidacji i kalibracji jego parametrów, by mogły one być wykorzystane uniwersalnie. Do tej grupy należą modele: WEPP (Water Erosin Prediction Project, wersja małoskalowa dla pola i małej zlewni do 0,5 km², ARS-USDA), AGNPS (AGricultural Non-Point Source Pollution) oraz najnowsza wersja CREAMS 2, czyli OPUS; SWAM, SHE, DESIM, QUINEROS, EROSEM i inne, które zostały opisane przez Dębickiego i Rejmana [18] oraz innych [3, 11, 64, 67]. W pracy niniejszej do dalszych rozważań i analizy wybrano model AGNPS [7, 23, 43, 60, 62, 84].

4.2. Założenia modelu AGNPS

Model AGNPS – model trzeciej generacji, w hierarchii zaawansowania pracy nad modelami dotyczącymi zjawisk erozyjnych, został opracowany w USA z przeznaczeniem do oceny wielkości erozji wodnej oraz straty ładunków azotu, fosforu i ChZT, odprowadzanych z małych zlewni [7, 43], zbliżonych do powierzchni zlewni Ciemięgi. AGNPS w wersji 5.0 jest modelem komputerowym pojedynczego zjawiska, analizując parametry w pojedynczej części zlewni (komórka, piksel). Oznacza to, że AGNPS może opracowywać pojedyncze zjawisko jednocześnie we wszystkich podobszarach i posługując się modelami parametrów w jednej komórce/piksela przewiduje procesy fizyczne (strata sedymentu, związków pochodzenia chemicznego i organicznego) w całym dziale wodnym. Submodele: hydrologiczny, erozyjny (wielkości sedymentu) i chemiczny (wynoszenie składników chemicznych) – to modele cząstkowe, wg danych wejściowych opartych na siatce.

Jak wskazują badania wielu autorów [2, 3, 23, 43, 60, 62], model AGNPS może być zastosowany dla małych zlewni, a uzyskiwane wyniki obliczeń potwierdziły jego przydatność jako narzędzia do monitoringu procesów erozyjnych w skali zlewni. Model nie był dotychczas stosowany w zlewniach lessowych, o przewadze obszarów rolniczych.

4.2.1. Submodele obliczeniowe

Model AGNPS wykorzystuje kilka submodeli obliczeniowych, które mogą być wykorzystywane również w innych modelach (np. metoda wyliczania opadu efektywnego wg metody SCS). Model AGNPS zawiera 3 następujące submodele obliczeniowe: hydrologiczny, erozyjny i chemiczny.

W submodelu hydrologicznym określany jest opad efektywny metodą SCS, który w zasadniczy sposób wpływa na wielkość erodowanej gleby.

Opad efektywny (skuteczny) stanowi tę część opadu całkowitego, który spływając po powierzchni zlewni transformowany jest w odpływ powierzchniowy. Opad efektywny pozostaje jako nadwyżka wody po wypełnieniu retencji początkowej zlewni (w postaci intercepcji i retencji powierzchniowej), przy uwzględnieniu procesu infiltracji, który zachodzi w ciągu całego czasu trwania opadu.

W związku z tym opad efektywny jest podstawowym sygnałem wejściowym do modeli matematycznych typu „opad efektywny – odpływ powierzchniowy”. Modele te umożliwiają wyznaczanie hydrogramów wezbrań typu deszczowego, m.in. również w zlewniach niekontrolowanych.

Spśród różnych metod wyznaczania opadu efektywnego, godna polecenia, szczególnie w zlewniach niekontrolowanych, jest metoda SCS opracowana w Stanach Zjednoczonych przez Służbę Ochrony Gleb (Soil Conservation Service – SCS) [27, 77]. W metodzie SCS uzależnia się opad efektywny od takich czynników jak:

- rodzaj gleb pokrywających obszar zlewni,
- sposób użytkowania terenu zlewni,
- cechy obszarów zalesionych,
- stan początkowy nawilżenia zlewni.

Wszystkie wymienione czynniki ujmuje łącznie bezwymiarowy parametr CN , przyjmujący wartości z przedziału 0–100. Wartość tego parametru można wyznaczyć za pomocą tablic. Tablice te pozwalają na obliczenie opadu efektywnego w małych zlewniach zarówno na terenach zurbanizowanych, jak i rolniczych. W tym celu należy uzyskać niezbędne informacje na podstawie bezpośredniego przeglądu obszaru zlewni pod kątem sposobu użytkowania terenu zlewni i sposobu prowadzenia upraw oraz z analizy map topograficznych i glebowych.

Podstawą metody SCS jest przyjęta hipoteza, że stosunek skumulowanej infiltracji $F(t)$ do potencjalnej retencji zlewni R jest równy stosunkowi skumulowanego opadu efektywnego $P_e(t)$ do tzw. skumulowanego opadu

potencjalnego, czyli do skumulowanego opadu całkowitego $P(t)$ pomniejszonego o straty początkowe S_p .

$$\frac{F(t)}{R} = \frac{P_e(t)}{P(t) - S_p} \quad (10)$$

Przez pojęcie skumulowanej wartości opadu lub infiltracji w czasie t należy rozumieć ilość wody (mierzoną w [mm] wysokości warstwy), która odpowiednio spadła lub infiltrowała od momentu początkowego do czasu t .

Skumulowana infiltracja $F(t)$ określana jest jako różnica pomiędzy skumulowanym opadem całkowitym $P(t)$ a skumulowanym opadem efektywnym $P_e(t)$ i stratami początkowymi S_p .

$$F(t) = P(t) - S_p - P_e(t) \quad (11)$$

Po podstawieniu równania (11) do równania (10) uzyskuje się podstawową zależność metody SCS pozwalającą określić skumulowany opad efektywny $P_e(t)$

$$P_e(t) = \frac{[P(t) - S_p]^2}{P(t) - S_p + R} \quad (12)$$

Zależność ta jest słuszna tylko wtedy, gdy opad całkowity $P(t)$ jest większy od strat początkowych S_p . W przeciwnym przypadku opad efektywny jest równy zero.

4.2.2. Sposób obliczania opadu efektywnego metodą SCS

Identyfikacja parametru CN dokonywana jest za pomocą danych przedstawionych w tabeli 9, po uprzednim określeniu grupy glebowej wg tabeli 10 (przy wstępnym założeniu przeciętnego początkowego poziomu nawilżania zlewni).

Kolumna „Warunki hydrologiczne” w tabeli 9, określa wpływ gęstości szaty roślinnej na proces formowania się odpływu powierzchniowego. Mianem dobrych warunków hydrologicznych (z punktu widzenia agrotechniki) określa się sytuację, gdy szata roślinna jest gęsta i odpływ powierzchniowy jest utrudniony, natomiast ułatwiony jest proces infiltracji.

W metodzie SCS zastosowano podział gleb na cztery grupy, w zależności od potencjalnych warunków pojawiania się odpływu powierzchniowego wynikających z przepuszczalności gleb:

Tabela 9. Wartości parametrów CN w metodzie SCS [27]
 Table 9. Values of CN parameters in SCS method [27]

Opis terenu	Sposób uprawy	Warunki hydrologiczne	Wartości CN dla grup glebowych			
			A	B	C	D
1	2	3	4	5	6	7
Ugór			77	86	91	94
Rośliny okopowe	uprawy rzędowe*	złe	72	81	88	91
		dobre	67	78	85	89
	uprawy rzędowe**	złe	70	79	84	88
		dobre	65	75	82	86
	wzdłuż warstwic tarasowanie	złe	66	74	80	82
		dobre	62	71	82	81
Rośliny zbożowe	uprawy rzędowe	złe	65	76	84	88
		dobre	63	75	83	87
	uprawy rzędowe	złe	63	74	82	85
		dobre	61	73	81	84
	wzdłuż warstwic tarasowanie	złe	61	72	79	82
		dobre	59	70	78	81
Rośliny motylkowe	uprawy rzędowe	złe	66	77	85	89
		dobre	58	72	81	85
	uprawy rzędowe	złe	63	74	82	85
		dobre	58	72	81	85
Rośliny motylkowe	uprawy rzędowe	złe	64	75	83	85
		dobre	55	69	78	83
	wzdłuż warstwic tarasowanie	złe	63	73	80	83
		dobre	51	67	76	70

1	3	4	5	6	7
Pastwiska	złe	68	79	86	89
	średnie	49	69	78	84
	dobrze	39	61	74	80
Lasy	złe	45	66	77	83
	średnie	36	60	73	79
	dobrze	25	55	70	77
Łąki	dobrze	30	58	71	78
Zabudowa gospodarstw		59	74	82	86
Drogi gruntowe		72	82	87	89
Drogi z twardą nawierzchnią		74	84	90	92
Otwarte przestrzenie, polany, parki, tereny golfowe, cmentarze itp. ≥ 75% powierzchni trawiastej		39	61	74	80
50-75% powierzchni trawiastej		49	69	79	84
Tereny handlowe i przemysłowe 85% powierzchni nieprzeznaczalne		89	92	94	95
Określi przemysłowe 72% powierzchni nieprzeznaczalne		81	88	91	93
Tereny zamieszkałe przeciętna wielkość obszaru lub procent nieprzeznaczalności					
≤ 500 m ² 65%		77	85	90	92
1000 m ² 38%		61	75	83	87
1700 m ² 30%		57	72	81	86
2000 m ² 25%		54	70	80	85
4000 m ² 20%		51	68	79	84
Ulice i drogi utwardzone z krawężnikami i kanalizacją deszczową		98	98	98	98
zwirowe		76	85	89	91
blotniste		72	82	87	89

*Uprawy rzędowe – kierunek orki niezależny od spadku zbocza; *Uprawy rzędowe wzdłuż warstwic – orka równoległa do warstwic.

Tabela 10. Grupy glebowe do metody SCS [3]

Table 10. Soil groups for the need of the SCS method

	Gatunek gleby	Symbol na mapie*	Grupa
Żwiry	żwir piaszczysty	żp	A
	żwir gliniasty	żg	A
Piaski	piaski luźne	pl	A
	piaski słabo gliniaste	ps	B
	piaski gliniaste lekkie	pgl	B
	piaski gliniaste mocne	pgm	B
Gliny	gliny lekkie	gl	C
	gliny średnie	gs	D
	gliny ciężkie	gc	D
Iły	ily	i	D
	ily pylaste	ip	C
Pyły	pył zwykły	plz	B
	pył ilasty	pli	C
Lessy	lessy zwykłe	ls	B
	lessy ilaste	li	C

*Mapa glebowo-rolnicza Instytutu Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa, w skali 1:25 000.

A. Gleby o dużej przepuszczalności, na których prawie nie występuje zjawisko odpływu powierzchniowego. Do tej grupy zalicza się:

- głęboko zalegające piaski,
- piaski z niewielką domieszką gliny,
- żwiry,
- głęboko zalegające lessy i zbite muły.

B. Gleby o przepuszczalności powyżej średniej, a więc:

- gleby piaszczyste średnio głębokie,
- płytkie lessy,
- ily piaszczyste.

C. Gleby o przepuszczalności poniżej średniej, czyli:

- gleby uwarstwione, posiadające wkładki słabo przepuszczalne,
- ily gliniaste,
- płytkie ily piaszczyste,
- gleby o małej zawartości części organicznych,
- gliny o dużej zawartości części ilastych.

D. Gleby o małej przepuszczalności, ułatwiające powstawanie odpływu powierzchniowego. Do tej grupy zalicza się:

- gleby silnie pylaste,

- gliny zasolone,
- gleby uwarstwione z wstawkami nieprzepuszczalnymi.

Wartości *CN* (tab. 9) zostały opracowane przez Banasika i Ignara [3], dla gleb polskich na podstawie map glebowo-rolniczych IUNG w skali 1:25 000 i umożliwiają zaklasyfikowanie gleb do odpowiedniej grupy. Przy korzystaniu z tej tabeli należy mieć na uwadze zarówno poziomą, jak i pionową zmienność charakterystyk fizycznych gleb, nawet w obrębie tego samego gatunku. Płytkie gleby należące do grupy A lub B, zalegające na warstwie trudno przepuszczalnej należy klasyfikować do następnej grupy, odpowiednio B lub C.

Tabele 11 i 12 pozwalają skorygować wartość parametru *CN* ze względu na aktualny poziom nawilżenia zlewni istniejący w momencie wystąpienia opadu, z którego wyznaczany jest opad efektywny. Wartość parametru *CN* określona na podstawie tabeli odpowiada przeciętnemu poziomowi nawilżenia. W metodzie SCS zastosowano podział na trzy poziomy nawilżenia (PNW):

PNW I – niski poziom nawilżenia. Gleby w zlewni są suche (np. odpowiednie warunki do przeprowadzenia orki lub kultywatorowania). W takiej sytuacji występuje najmniejsza możliwość pojawienia się odpływu powierzchniowego.

PNW II – przeciętny poziom nawilżenia. Wartość parametru *CN* określona bezpośrednio z tabeli 12 odpowiada właśnie temu poziomowi nawilżenia zlewni.

PNW III – wysoki poziom nawilżenia. Zakłada się, że jest on spowodowany wystąpieniem, w ciągu pięciu poprzednich dni, opadu burzowego lub długotrwałego opadu o mniejszym natężeniu. Występuje wówczas największa możliwość pojawienia się odpływu powierzchniowego.

Tabela 12 pozwala określić poziom PNW w zależności od sumy opadów z pięciodniowego okresu poprzedzającego wystąpienie opadu, z którego wyznaczany jest opad efektywny.

Tabela 11. Określanie poziomu nawilżenia zlewni PNW na podstawie sumy opadów P_5 z pięciu poprzednich dni [27]

Table 11. Determination of the basin moisture level (PNW) on the basis of rainfall sum P_5 from five preceding years [27]

Poziom nawilżenia zlewni (PNW)	Suma opadów z 5 dni poprzedzających (P_5) [mm]	
	okres pozawegacyjny	okres wegetacyjny
I	$P_5 < 13$	$P_5 < 35$
II	$13 \leq P_5 < 28$	$35 \leq P_5 < 53$
III	$28 \leq P_5$	$53 \leq P_5$

Tabela 12. Wartości parametru *CN* dla różnych poziomów nawilżenia zlewni (PNW) [27]
Table 12. *CN* values for different basin moisture levels [27]

<i>CN</i> dla PNW II (wg tab. 9)	<i>CN</i> dla PNW		<i>CN</i> dla PNW II (wg tab. 9)	<i>CN</i> dla PNW	
	I	III		I	III
100	100	100	58	38	76
98	94	99	56	36	75
96	89	99	54	34	73
94	85	98	52	32	71
92	81	97	50	31	70
90	78	96	48	29	68
88	75	95	46	27	66
86	72	94	44	25	64
84	68	93	42	24	62
82	66	92	40	22	60
80	63	91	38	21	58
78	60	90	36	19	56
76	58	89	34	18	54
74	55	88	32	16	52
72	53	86	30	15	50
70	51	85	25	12	43
68	48	84	20	9	37
66	46	82	15	6	30
64	44	81	10	4	22
62	42	79	5	2	13
60	40	78	0	0	0

Do obliczeń opadu efektywnego w zlewni o znacznie zróżnicowanym obszarze należy, dla n różnych fragmentów zlewni o powierzchniach A_i , wykazujących różne cechy pod względem rodzaju gleb i sposobu użytkowania obszaru, przyjmować średni ważony współczynnik *CN*:

$$CN = \frac{1}{A} \sum_{i=1}^n A_i CN_i \quad (13)$$

gdzie: A – całkowite pole powierzchni zlewni [km^2]; A_i – pole powierzchni obszarów jednorodnych pod względem wartości współczynnika *CN* [km^2]; CN_i – wartości współczynnika *CN* charakterystyczne dla poszczególnych obszarów A_i ; n – liczba obszarów jednorodnych.

Następną czynnością jest wyznaczenie potencjalnej retencji zlewni R [mm], zależnej od wartości parametru CN według wzoru:

$$R = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (14)$$

oraz strat początkowych S_p [mm], które stanowią pewną część potencjalnej retencji zlewni R :

$$S_p = \mu R \quad (15)$$

Stosunek strat początkowych S_p do potencjalnej retencji zlewni R określa empiryczny współczynnik μ zależny od parametru CN . Wartości współczynnika μ podane są w tabeli 13. Początkowo w metodzie SCS przyjmowano współczynnik μ stały ($\mu = 0,2$), ze względu na to, że metoda ta była opracowana przede wszystkim dla zlewni ze znaczną przewagą obszarów rolniczych.

Tabela 13. Wartości współczynnika μ do obliczenia strat początkowych S_p (wg Goldinga, cyt. za [3])

Table 13. Values of coefficient μ for the calculation of initial losses S_p (acc. to Golding, after [3])

CN	μ
$CN < 70$	0,075
$70 \leq CN < 80$	0,100
$80 \leq CN < 90$	0,150
$90 \leq CN$	0,200

Wysokość skumulowanego opadu efektywnego $P_e(t)$ w dowolnej chwili t należy obliczać z wzoru:

$$P_e(t) = \begin{cases} \frac{[P(t) - S_p]^2}{P(t) - S_p + R} & \text{dla } P(t) > S_p \\ 0 & \text{dla } P(t) \leq S_p \end{cases} \quad (16)$$

gdzie: R – maksymalna potencjalna retencja zlewni [mm], zależna od wartości parametru CN zgodnie ze wzorem (13); $P(t)$ – skumulowany opad całkowity [mm], czyli wysokość opadu od momentu początkowego do chwili t ; S_p – straty początkowe [mm], określające ilość wody zatrzymanej w intercepcji i retencji powierzchniowej (zagłębieniach terenu), oraz ilość, która infiltrowała do momentu rozpoczęcia odpływu powierzchniowego.

Wartości średniego natężenia opadu efektywnego I_e [mm/godz.] w kolejnych i -tych przedziałach czasowych Δt (przyjętych jako krok dyskretyzacji czasowej w modelu) można obliczać korzystając z zależności:

$$I_e(t) = \frac{P_e(i\Delta t) - P_e[(i-1)\Delta t]}{\Delta t} \quad (17)$$

gdzie: Δt – przyjęty krok czasowy [godz.]; $P_e(t)$ – skumulowany opad efektywny [mm] obliczany ze wzoru (16); i – indeks kolejnych przedziałów czasowych Δt , $i = 1, 2, \dots$.

Równanie (17) przedstawia opad efektywny w takiej postaci, w jakiej jest wykorzystywany jako dane wejściowe do modelu procesu odpływu powierzchniowego, opisanego w rozdziałach poprzednich. Krok czasowy Δt należy dobrać zgodnie z wymaganiami modelu. Początek wystąpienia opadu efektywnego wypada w momencie, w którym część opadu całkowitego została pochłonięta w wyniku strat początkowych S_p . Jeśli moment wystąpienia opadu t_0 przyjmiemy jako początek odmierzania bieżącego czasu, to początek wystąpienia opadu efektywnego wypadnie w chwili:

$$t_e = m\Delta t \geq t_0 \quad (18)$$

gdzie: t_e – początek pojawienia się opadu efektywnego; t_0 – początek wystąpienia opadu; m – maksymalna liczba początkowych rzędnych natężenia opadu całkowitego spełniających relację:

$$\Delta t \sum_{i=1}^m I(i) \leq S_p \quad (19)$$

gdzie: $I(i)$ – średnie natężenie opadu całkowitego w kolejnych i -tych przedziałach czasu Δt ; S_p – wysokość strat początkowych.

Należy przy tym zwrócić uwagę na fakt, że w wyniku znacznego zróżnicowania cech powierzchni zlewni (np. występowanie obszarów zurbanizowanych, rolniczych i leśnych) opady efektywne obliczane dla poszczególnych obszarów pojawiają się w różnych momentach. Efekt ten jest uwzględniany w niektórych modelach transformacji opadu efektywnego w odpływ powierzchniowy.

Zastosowanie metody SCS do obliczania opadu efektywnego w zlewniach rzek innych regionów Polski można już znaleźć w niektórych pracach autorów polskich [2, 3].

Przepływ wezbraniowy określono w programie AGNPS za pomocą następującej empirycznej zależności:

$$Q_p = 3,79 \cdot A^{0,7} \cdot CS^{0,16} \cdot (P_{ef}/25,4)^{0,903A} \cdot LW^{-0,19} \quad (20)$$

gdzie: Q_p – przepływ maksymalny [m^3/s]; A – powierzchnia zlewni [km^2]; CS – spadek terenu [m/km], P_{ef} – opad efektywny [mm]; LW – wskaźnik kształtu zlewni [-].

Uzyskując wyżej wymienione dane program oblicza wielkość strat glebowych za pomocą zmodyfikowanego równania strat glebowych USLE Wischmeiera i Smitha [81]:

$$SL = (EI) \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \cdot (SSF) \quad (21)$$

gdzie; SL – całkowita strata gleby z jednostki powierzchni [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]; EI – erozyjność deszczu [$MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm^{-1} \cdot h^{-1}$]; SSF – współczynnik kształtu zbocza; K – podatność gleb na erozję [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$].

Pozostałe współczynniki zależą od długości zbocza (L), spadku zbocza (S) oraz zabiegów przeciwoerozyjnych (P).

W submodelu chemicznym określana jest ilość wymywanych związków azotu i fosforu, jak również chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT). Przedstawione są one w dwóch postaciach: jako substancje rozpuszczone w odpływie oraz jako związki zawarte w wynoszonej ze zlewni glebie:

$$N_{ut-sed} = N_{ut-f} \cdot Q_s(x) \cdot E_R \quad (22)$$

gdzie: N_{ut-sed} – określa ilość związków azotu lub fosforu wynoszonego ze zlewni razem z glebą [g/ha]; N_{ut-f} – stężenie azotu lub fosforu w glebie [g/ha]; $Q_s(x)$ – ilość rumowiska [g]; E_R – wskaźnik zależny od stosunku stężenia azotu lub fosforu w glebie do zawartości tych pierwiastków w rumowisku.

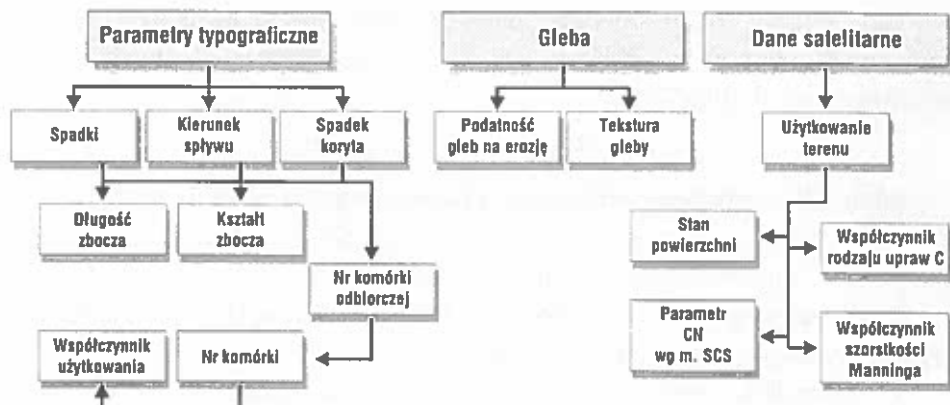
$$N_{ut-sol} = C_{mut-ext} \cdot N_{ut-ext} \cdot Q \quad (23)$$

gdzie: N_{ut-sol} – ładunek rozpuszczalnych związków azotu i fosforu w odpływie [ppm]; C_{mut} – średnia koncentracja N lub P w glebie w trakcie wystąpienia zdarzenia opad – odpływ [ppm]; N_{ut-ext} – współczynnik przenikania N lub P do odpływu; Q – odpływ całkowity [mm].

4.2.3. Dane wejściowe do modelu

Dane wejściowe do modelu AGNPS można podzielić na trzy kategorie: dane topograficzne, glebowe i użytkowanie terenu (rys. 8).

Dane topograficzne – stanowią podstawę charakterystyki zlewni niezbędnej do jej optymalnego podziału na komórki (o powierzchni od 0,4 do 16 ha), w których przeprowadza się szczegółową analizę zjawisk erozyjnych zachodzących na ich obszarze. Poszczególnym komórkom (pikselom) przyporządkowujemy średnie wartości spadków, kształt i długość zbocza. Dane te mogą być pozyskiwane w oparciu o pomiary bezpośrednie, mapy topograficzne lub dane GIS.



Rys. 8. Główne parametry wejściowe modelu AGNPS

Fig. 8. Main input parameters of the AGNPS model

Dane glebowe – niezbędne do określania parametru podatności gleb na erozję. Dane te są określane dla poszczególnych komórek na podstawie map glebowych lub pomiarów terenowych.

Użytkowanie ziemi – ustalane jest na podstawie badań terenowych lub danych GIS i jest uwzględniane do wyznaczania wartości parametru *CN* oraz współczynnika *C*.

Uzupełnienie powyższych danych wejściowych stanowią wyniki obserwacji meteorologicznych, umożliwiającą analizę pojedynczych zjawisk opadowych i określenie parametru *R* (w równaniu (16)).

4.2.4. Dane wyjściowe modelu

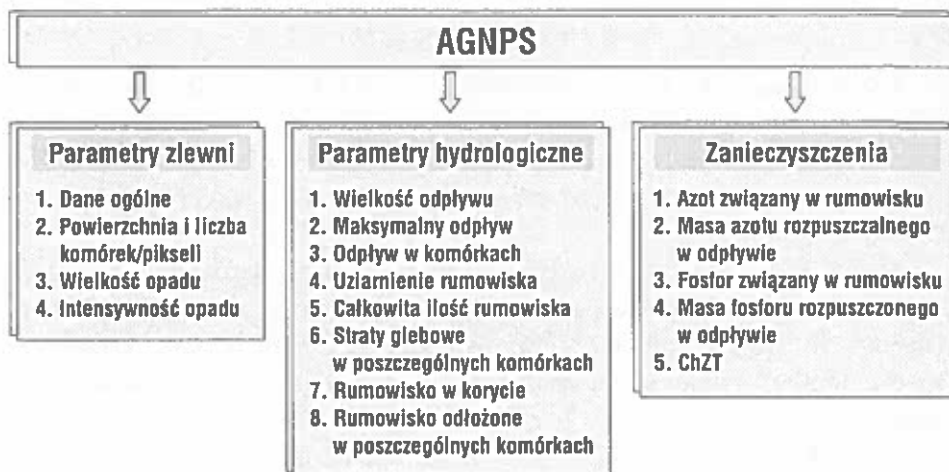
Dane wyjściowe do modelu AGNPS zostały przedstawione na poniższym schemacie (rys. 9).

Dane ogólne – przedstawiające ogólną charakterystykę rozpatrywanej zlewni (wielkość, podział zlewni na komórki – piksele, itp.) oraz charakterystykę pojedynczego opadu, dla którego prowadzone są obliczenia (wielkość opadu i jego energia kinetyczna).

Dane hydrologiczne – obejmują wielkość odpływu i wyniki obliczeń submodelu erozyjnego.

Dane z obliczeń submodelu chemicznego – obejmują ilość azotu i fosforu wymywanego oraz ChZT.

Zaletą modelu jest możliwość prowadzenia obliczeń dla wybranych komórek (pikseli) o stosunkowo małej powierzchni oraz możliwości pominięcia



Rys. 9. Struktura głównych parametrów wyjściowych modelu AGNPS

Fig. 9. Layout of output parameters of the AGNPS model

submodelu chemicznego, w przypadku badań dotyczących wyłącznie procesów sedymentacyjnych. Przedstawiony na rys. 9 zakres danych wyjściowych może być przedstawiony w postaci zestawień tabelarycznych lub graficznie. Wyniki obliczeń mogą być zapisane w trzech formatach (GIS, binarym i AGNPS) umożliwiającymi ich transpozycję do innych systemów.

Problemy topograficznych efektów erozji oraz cyfrowy model opisujący trójwymiarowy teren dla celów hydrologicznych i ekologicznych stanowiły przedmiot prac Moore'a i współaut. [44–46]. Natomiast wykorzystanie geograficznych systemów informacyjnych (GIS) w modelowaniu spływu powierzchniowego i erozji w zlewniach przedstawili De Jong [10], De Roo [11, 12] oraz De Roo i in. [13]. Bork i Hensel [5] proponują metodę komputerową konstrukcji map erozji oraz powstawania, przemieszczania i osadzania sedymentu.

Ostatnio opracowany dla Europy model wpływu zmian klimatu na zmiany użytkowania gleb i ich warunki hydrologiczne pod nazwą ACCESS zawiera elementy zagrożeń użytkowania ziemi erozją wodną i związanych z nią zanieczyszczeń [14, 31]. Uwzględnia się w nim dzienne i miesięczne dane meteorologiczne, rzeźbę terenu (długość i nachylenie zbocza), podatność gleby na erozję (skład granulometryczny, stabilność agregatów, wytrzymałość na ścinanie, przepuszczalność wodną, zawartość związków organicznych i mineralnych), erozyjność opadu (zmodyfikowany indeks erozyjności opadu Fourniera – tzw. Fournier Humidity Index (K)).

$$K = Sp_{max}^2/SP_{max}/Hi \quad (24)$$

gdzie: Sp_{max} – największy miesięczny opad w ciągu 30 lat (mm), SP_{max} – skumulowana suma największego miesięcznego opadu w ciągu 30 – letniego okresu dla 12 miesięcy roku, Hi – wskaźnik wilgotności = P/pET , gdzie P – wielkość rocznego opadu (9 mm), pET – wielkość rocznej potencjalnej ewapotranspiracji (mm).

De la Rosa i in. [14] wyróżnili w modelu 4 typy agro-zanieczyszczeń: fosfor, azot, metale ciężkie i pestycydy. Uwzględniono takie elementy jak: transport, filtrowanie, zdolność buforowa gleb i ich funkcje transformacyjne. Opad natomiast dzielony jest na spływ powierzchniowy i wymywanie profilowe.

Jak wskazuje powyższy przegląd, nasza wiedza o procesach erozji gleby nie jest jeszcze wystarczająca aby wykorzystywać uniwersalne modele deterministyczne do przewidywania strat gleby, składników pokarmowych i ruchu wody. Stąd też jeszcze często stosowane są równania analityczne i empiryczne do symulacji zachowania się obszarów zagrożonych erozją wodną. Między innymi temu służyły badania podjęte wspólnie przez Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska AR oraz Instytut Agrofizyki PAN w latach 1992–1995 na polach RZD Czesławice. Celem tych badań była weryfikacja modelu USLE oraz RUSLE do oceny tylko strat gleby dla warunków płata lessów Płaskowyżu Nałęczowskiego [59, 72].

5. METODYKA BADAŃ WŁASNYCH

5.1. Położenie punktów pomiarowych i pobór próbek wody

Punkty pomiarowe zlokalizowano w trzech miejscach doliny rzeki Ciemięgi w miejscowościach Baszki, Pliszczyn, Snopków (rys. 3). Dwa pierwsze punkty charakteryzują dolny, silnie urzeźbiony odcinek doliny, natomiast trzeci w górnej części doliny o wiele łagodniejszy jeżeli chodzi o ukształtowanie terenu. Odległość między Baszkami i Pliszczynem wynosi 3 km, a Baszkami i Snopkowem – 17 km.

Próbki do badań wody pobierano w 3 wspomnianych wyżej punktach przy wodowskazach, systematycznie od kwietnia do października 1996 r. oraz od maja do września 1997 roku, ze środkowego nurtu rzeki, do pojemników polietylenowych o pojemności 0,5 l, przepłukiwanych wodą z rzeki przed pobraniem próbek. Wodę przeznaczoną do analizy chemicznej utrwalano ultraczystym kwasem azotowym w proporcji 1 ml kwasu na 100 ml pobranej próbki wody.

5.2. Analizy fizyko-chemiczne wody

W celu oceny jakości wody rzeki Ciemięgi w pobranych próbkach wody wykonano w laboratorium następujące analizy:

- a) mętności wody metodą spektrometryczną,
- b) składu chemicznego na zawartość jonów decydujących o jakości wody (PO_4 , NO_3 , NH_4 , HCO_3 , SO_4 , Cl , Ca , Mg , K , Na , Mn , Zn , Pb , Cu) oraz
- c) pH i Eh.

Badanie mętności określającej zawartość mechanicznej zawiesiny wykonano spektrometrem Shimadzu, według metody opisanej przez Dębickiego i in. [16, 17], wykorzystującej zjawisko rozpraszania światła przez roztwory koloidalne. Metoda ta daje możliwość oznaczania stężenia substancji powodującej zmętnienie na podstawie pomiaru stosunku natężenia światła padającego (I_0) do przechodzącego (I), z eliminacją wpływu zabarwienia roztworu.

Analizę anionów NH_4 , NO_3 i PO_4 przeprowadzono w Instytucie Agrofizyki PAN, przy użyciu analizatora Fiastar 5010 firmy Tecator wg metody spektrofotometrii absorpcyjnej, na spektrofotometrze przepływowym firmy Hitachi Z-8200 z korekcją tła Zeemana [29]. Wykonano także pomiary pH wody oraz Eh.

Zawartość kationów makroelementów i pierwiastków śladowych oznaczono metodą spektrometrii emisyjnej oraz absorpcji promieniowania stosowanej w Politechnice Lubelskiej. Wykorzystano szczególnie przydatną metodę atomowej spektrofotometrii emisyjnej (AES) w analizie jakościowej, gdzie otrzymane widmo emisyjne może być wykorzystane do identyfikacji pierwiastka w próbce. Przy oznaczaniu pierwiastków: Ca, N, K i Mg, oprócz utrwalania prób kwasem dodawano 10% LaCl₃ w celu wyeliminowania interferencji chemicznej (dotyczy metody ASA). Równolegle przeprowadzono analizę tych samych pierwiastków na spektrofotometrze ICP-AES firmy Hilger. Pomiar przeprowadzono na dwóch różnych liniach analitycznych dla każdego pierwiastka z osobna, a ponadto wykonano skany dla uniknięcia interferencji spektralnych i oszacowania zawartości składników.

5.3. Badanie hydro-fizycznych właściwości gleb

Do pomiaru infiltracji w glebach badanego obszaru wytypowano dwa miejsca w Baszkach i Snopkowie, na stoku o nachyleniu 10°, gdzie na dwóch elementach zbocza wykonano pomiar przy pomocy infiltrometru [30]. Zasada pomiaru opierała się na odczytywaniu czasu opadania wody w kolumnie przyrządu dla różnych podciśnień i obliczeniu współczynnika filtracji z odpowiedniego wzoru uwzględniającego zależność tych dwóch wielkości.

W celu oceny podatności gleb zlewni Ciemięgi na erozję wodną przeprowadzono eksperymenty polowe w punktach pomiaru infiltracji, z wykorzystaniem 2 wersji symulatora opadów deszczu, tj. wersji holenderskiej wg Kamphorsta oraz opracowanego w Instytucie Agrofizyki PAN i opisanego przez Dębickiego i in. [54, 59]. Pomiar pozwoliły na wyliczenie natężenia spływu powierzchniowego i zmywu gleby przy stałej energii kinetycznej opadu (stała wysokość deszczowania, wielkość kropli, ilość opadu, itd.).

Badania powyższe stworzyły także możliwość oceny przydatności tej metody do pozyskiwania różnych parametrów, które są niezbędne w dalszej części rozważań. Uzyskanie tych danych drogą stałych wieloletnich doświadczeń polowych jest bardzo czasochłonne i kosztowne. Co więcej – modelowe pomiary w polu potwierdziły tę przydatność.

6. ZASADY PRZYGOTOWANIA BAZY DANYCH ZLEWNI RZEKI CIEMIĘGI DO MODELU USLE I AGNPS

6.1. Model USLE

Do tego modelu wprowadzono dane dotyczące:

- wyodrębnionych rodzajów gleb (dane z badań własnych i dane literaturowe),
- struktury i przepuszczalności gleb (wyniki badań własnych i dane literaturowe),
- średniej długości drogi spływu powierzchniowego (dane wg mapy topograficznej i użytkowania ziemi),
- średniego spadku zlewni (badania własne oraz mapy wyszczególnione wyżej),
- rodzaju i sposobu upraw oraz sposobu użytkowania terenu (dane własne oraz dane literaturowe).

6.2. Program AGNPS

6.2.1. Identyfikacja danych w przestrzeni

W celu przedstawienia zróżnicowania przestrzennego danych w obszarze badanej zlewni w formie numerycznej wykorzystuje się modele rastrowe (piksele). W modelu takim obiekty są przedstawione z pewnym przybliżeniem, na jakie pozwala rozmieszczenie powierzchni elementarnych, którym w grafice komputerowej odpowiadają piksele. Każdemu pikselowi przyporządkowuje się atrybuty zgodnie z założeniami teoretycznymi programu.

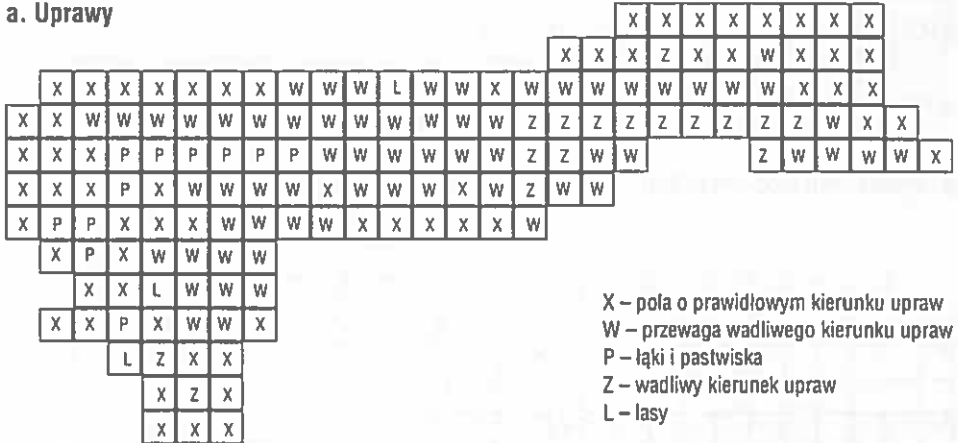
Ponieważ każdej komórce może być przyporządkowana jedna wartość, zastosowano podział na warstwy tematyczne (typ i rodzaj gleby, formy użytkowania, wartości spadku, kształt i długość zbocza).

6.2.2. Przygotowanie pola powierzchni zlewni w celu wprowadzenia danych

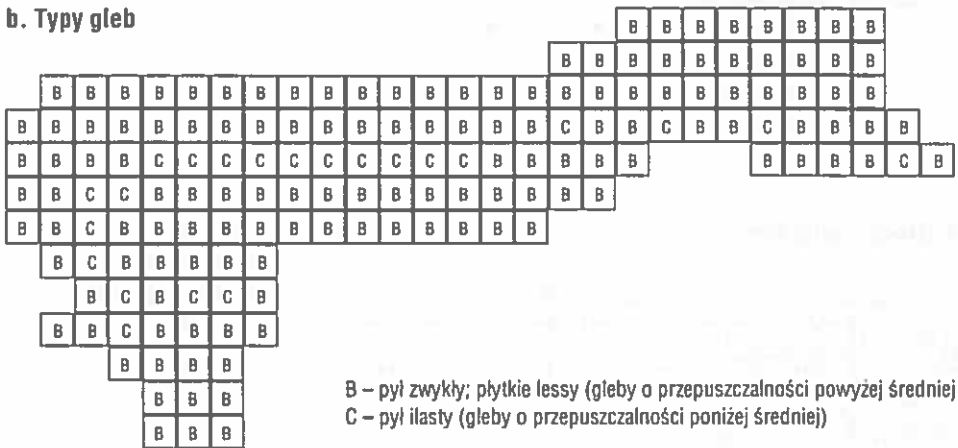
Badaną zlewnię o powierzchni 157,5 km² podzielono na piksele (sieć kwadratów o powierzchni 1 km² każdy). Skala podziału odpowiadała potrzebom badań i spełniała wymagania programu. Wszystkie pola ponumerowano zgodnie z kierunkiem równoleżnikowym. Kolejność zapisu musiała być zgodna ze strukturą rastra związanego z numeracją kolumn i wierszy. Jednocześnie zachowanie zgodności położenia geograficznego wymagało, aby

tj. zlewni o powierzchni 157,5 km² ustalono wg założeń teoretycznych programu [3, 7, 23, 43], że optymalna ilość komórek może zawierać się od 100 do 200.

a. Uprawy



b. Typy gleb



Rys. 12. Dane wejściowe do modelu AGNPS dla poszczególnych pikseli w zlewni Ciemięgi: a – uprawy, b – typ gleb

Fig. 12. AGNPS input data for individual pixels in the Ciemięga river catchment: a – field crops, b – soil types

7. WYNIKI BADAŃ TERENOWYCH I LABORATORYJNYCH

Wyniki badań obejmujące wybrane właściwości fizyczne gleby: współczynnik infiltracji wody w glebie, spływ powierzchniowy i zmyw gleby, opady, przepływy i chemizm wód rzeki, przedstawiają tabele 14–16 oraz rysunki od 13 do 19.

W dwóch okresach badań, tj. 20. 05.–10. 11. 1996 r. i 25. 04.–20. 08. 1997 r., opady wystąpiły 17 razy i wynosiły od 0,2 do 28,6 mm. Największe opady dzienne wystąpiły 5-krotnie w maju 1996 i w czerwcu–lipcu 1997.

7.1. Właściwości hydrofizyczne badanych gleb

Ogólna charakterystyka właściwości gleb badanego terenu podano w rozdziale 3.3., natomiast właściwości fizyczne gleb w badanych miejscowościach przedstawia tabela 14.

Spływ powierzchniowy i zmywy gleby (rys. 13–16) były bardziej zróżnicowane w miejscowości Snopków aniżeli w Baszkach. Były one powiązane również z lokalizacją pomiarów na zboczu: górna i dolna część zbocza odpowiednio: Snopków – spływ 1345 i 896 ml/godz, zmyw 13,60 i 4,52 g/godz.; Baszki – spływ 1090 i 1107 ml/godz., zmyw 5,31 i 5,25/godz.

7.2. Właściwości fizyko-chemiczne wód w okresach badań

Wartości średnie wyników przeprowadzonych badań zestawiono w tab. 16. Poziom wody w rzece w dwóch okresach badań wahał się w granicach wartości średnich od 24 do 39 cm, w zależności od miejscowości. Wartość ta wzrastała wraz z biegiem rzeki od Snopkowa do Pliszczyna. Wahania w poszczególnych terminach oznaczeń wynosiły od 19 cm (20. 08. 1997) do 30 cm (20. 07. 1997) w Snopkowie, od 20 do 55 cm w Baszkach i od 27 do 58 cm dla posterunku w Pliszczynie (tab. 16).

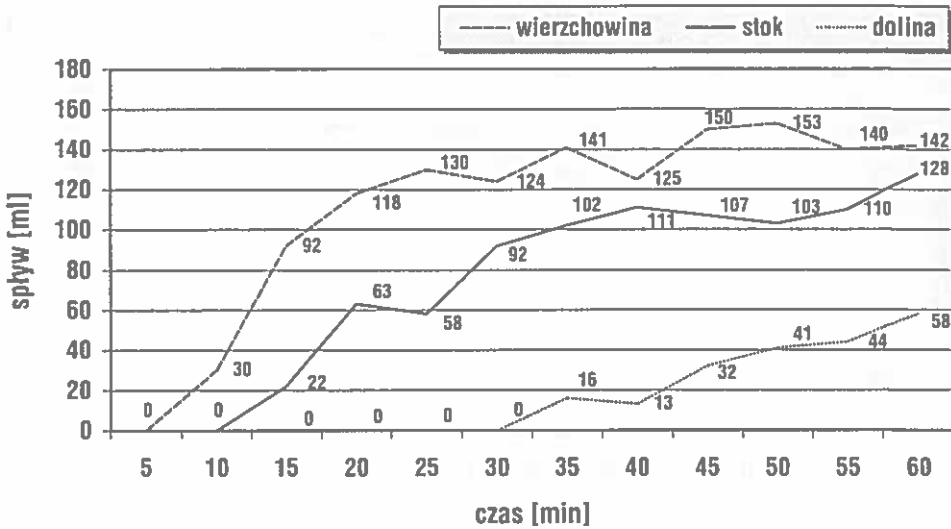
Natężenie przepływu (Q) wynosiło średnio dla okresu badań od 153 do 347 l/s i było skorelowane z poziomem wody w rzece. Wahania w poszczególnych terminach oznaczeń, wyrażone skrajnymi wartościami, wynosiły od 76 (1. 07. 1997) do 326 l/s (20. 07. 1997) dla posterunku Snopków, od 148 do 959 l/s dla posterunku Baszki i od 176 do 644 l/s dla posterunku Pliszczyn.

Mętność różnicowała się średnio dla okresu badań w granicach od 7,8 do 16,4 mg/l, wykazując podobną do poziomu wody i natężenia przepływu tendencję wzrostu z biegiem rzeki z tym, że w poszczególnych latach (1996

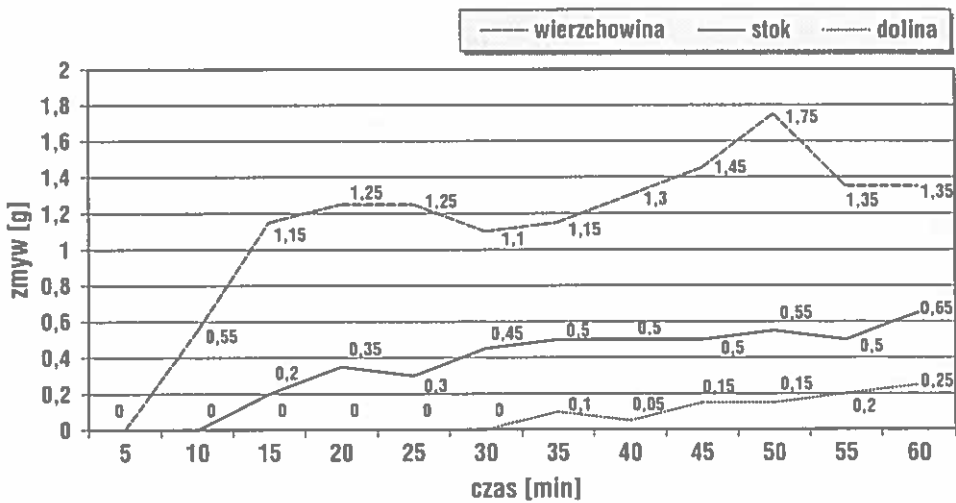
Tabela 14. Wybrane właściwości fizyczne gleb w Snopkowie i Baszkach
 Table 14. Selected soil physical properties in Snopków and Baszki

Miejsce	Poziom gencl.	Głębokość (cm)	Udział poszczególnych frakcji w %										Grupa granul.	Gęstość (Mg/m ³)	Wilgotność aktualna (% w.w.)	Pojemność wodna kapilarna (% w.v)
			1,0-0,10 mm	0,10-0,05 mm	0,05-0,02 mm	0,02-0,005 mm	0,005-0,002 mm	<0,002 mm	1,0-0,10 mm	0,10-0,02 mm	<0,02 mm					
S	Ap	5-15	1	10	43	29	9	8	1	53	46	pli	1,15	33,52	45,15	
	Ect	25-35	1	9	47	28	6	9	1	56	43	pli	1,48	25,59	26,74	
	Bt1	50-60	1	12	38	20	2	27	1	50	49	pli	1,64	21,50	22,30	
	Cl	80-90	1	10	42	21	5	21	1	52	47	pli	1,63	21,68	22,35	
B	Ap	5-15	1	9	45	31	7	8	1	53	47	pli	1,27	32,28	36,20	
	Bt1	25-35	1	12	37	18	2	30	1	49	50	pli	1,59	22,95	24,33	
	Bt2	50-60	0	10	42	22	2	24	0	52	48	pli	1,60	22,87	23,93	
	Cl	80-90	1	12	46	21	2	17	1	59	40	pli	1,53	22,71	25,64	

S – Snopków, B – Baszki

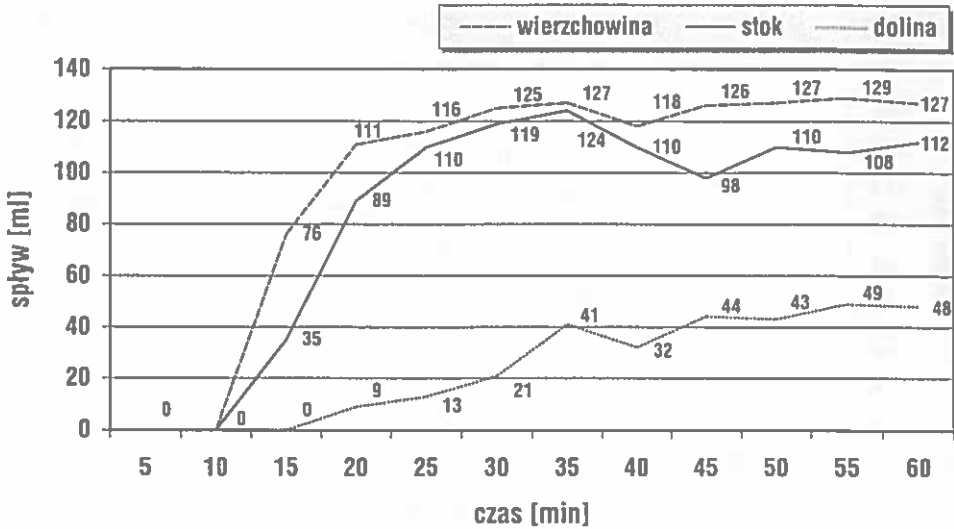


Rys. 13. Charakterystyka natężenia sphywu powierzchniowego na obszarze badań w Snopkowie
 Fig. 13. Surface runoff characteristics in the study area near Snopków

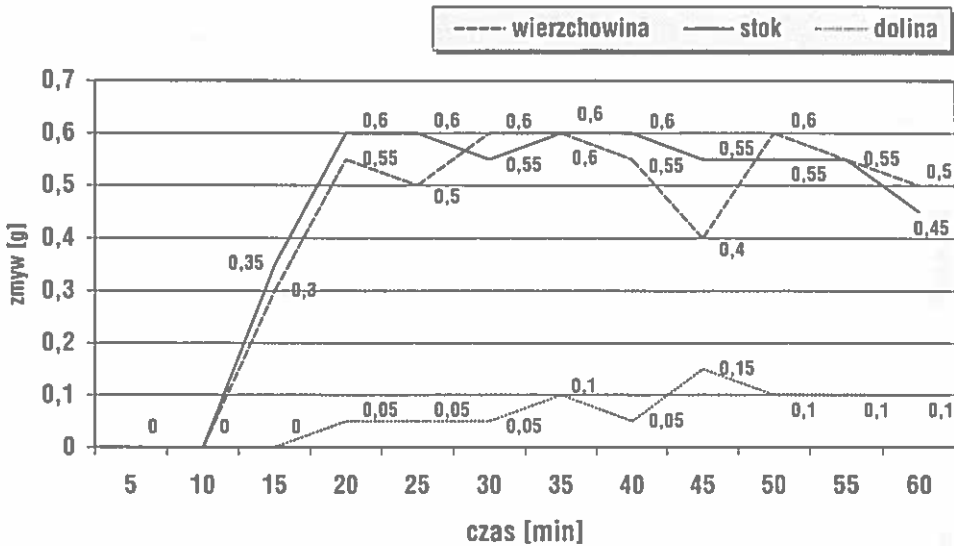


Rys. 14. Charakterystyka zmywu gleby na obszarze badań w Snopkowie
 Fig. 14. Soil loss characteristics in the study area near Snopków

i 1997) była ona bardzo niska w górnym biegu rzeki (Snopków, 7–8 mg/l), a największa w środkowym biegu (Baszki, 24–37 mg/l). W dolnym biegu (Pliszczyn) wynosiła 15–16 mg/l. W poszczególnych terminach oznaczeń wynosiły one od 3 do 23 mg/l dla Snopkowa, od 4 do 39 mg/l dla posterunku Baszki i od 2 do 35 mg/l dla posterunku Pliszczyn.



Rys. 15. Charakterystyka natężenia splywu powierzchniowego na obszarze badań w Baszkach
 Fig. 15. Surface runoff characteristics in the study area near Baszki



Rys. 16. Charakterystyka zmywu gleby na obszarze badań w Baszkach
 Fig. 16. Soil loss characteristics in the study area near Baszki

Odczyn wód był wyrównany i mieścił się w granicach pH 7–8, natomiast potencjał redoks mieścił się w granicach Eh 100–400 mV. Najwyższe wartości Eh występowały w wodach górnego biegu rzeki (Snopków) i były one nieznacznie większe w 1997 roku, w porównaniu do 1996 roku.

Tabela 15. Wartość współczynnika infiltracji (K_s) wyznaczona przy pomocy infiltrometru w wybranych punktach badań

Table 15. Infiltration coefficient values (K_s), determined with infiltrometer in the selected measurement points

Miejscowość	Element stoku	Wartość K_s (cm h ⁻¹)
Baszki	Górna część stoku	2,30
	Dolna część stoku	1,66
Snopków	Górna część stoku	3,55
	Dolna część stoku	14,23

Zawartość magnezu w wodach rzeki wahała się średnio dla okresu badań od 13 do 17 mg/l, przyjmując największe wartości w środkowym odcinku rzeki (Baszki). Średnia zawartość wapnia była wyrównana w badanym okresie i oscylowała w pobliżu 100 mg/l.

Zawartość potasu wahała się w okresie badań od 1,49 do 1,89 mg/l i była najmniejsza w Snopkowie, wzrastając z biegiem rzeki. Zawartość sodu nie wykazywała natomiast zróżnicowania w zależności od miejsca pobierania prób wody (wartości średnie dla okresu badań wyniosły od 9,1 do 9,7 mg/l) z tym, że wyższe ilości stwierdzono w 1997 roku niż w 1996. Wahania w terminach pomiarów wynosiły od 7,3 do 10,9 mg/l (Snopków), od 7,1 do 12,7 mg/l (Baszki) i od 7,6 do 11,6 mg/l (Pliszczyn).

Cynk występował w wodach Ciemieni w zakresie wartości średniej 0,03 mg/l. Wyjątek stanowiła zawartość 0,08 mg/l w górnym biegu rzeki (Snopków) w 1997 roku. Wahania przy poszczególnych pomiarach wynosiły od 0 do 0,08 mg/l.

Średnia zawartość manganu wynosiła 0,003 mg/l i wahała się w granicach od 0,001 do 0,009 mg/l (Baszki). Miedź występowała średnio w ilości 5,67 µg/l przy wahaniami od 2 do 9 µg/l i była najmniejsza w górnym biegu rzeki (Snopków) – 4,22 µg/l oraz ponad 6 µg/l dla środkowego i dolnego odcinka rzeki. Natomiast zawartość ołowiu wynosiła średnio 0,04 µg/l, przy wahaniami od 0,01 do 0,09 µg/l.

Wystąpiły duże różnice w zawartości dwóch form azotu – azotu amonowego i azotanowego w wodzie rzeki. Zawartość N/NO₃ była przeszło trzykrotnie większa (1,46 µg/l) od zawartości N/NH₄ (0,35 µg/l). Również wahania w zawartości obu form były znaczne: 7-krotne w przypadku N/NH₄ (od 0,13 do 0,9 µg/l) i 4-krotne w przypadku N/NO₃ (od 0,56 do 2,12 µg/l).

Fosforany (PO₄) mieściły się w wartościach średnich od 0,34 do 0,41 mg/l z wyraźnym wzrostem zawartości w środkowym biegu rzeki (Baszki) w roku 1996. Wartości te świadczą o przekroczeniu norm czystości wody.

Tabela 16. Średnie i skrajne wartości parametrów przepływu i chemizmu wód rzeki Ciemięgi w badanych posterunkach i dla całej rzeki
 Table 16. Mean and boundary values of flow parameters and chemical properties of the Ciemięga river water in study sites and in the whole river

Posterunek	Parametr	P. wody	Q	Mętność	pH	Eh	Mg ₂	Ca ₂	K	Na ₂	Zn ₂	Mn ₂	Cu ₂	Pb ₂	NH ₄	N/NO ₃	P/PO ₄	HCO ₃	SO ₄	Cl	
	jednostka	cm	l/s	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μl	μl	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Snopków 1996-1997	w. średnia	24,2	153	7,8	7,6	183	13	105	1,5	9	0,03	0,03	4,22	0,04	0,32	1,4	0,28	214	21,1	18,8	
	w. max.	30	326	23	8,1	321	16	123	2,1	11	0,08	0,06	7	0,08	0,44	2,09	0,4	245	26	28	
	w. min.	19	84	4	7,1	89	8	86	1	7,7	0,02	0,01	2	0,03	0,21	0,88	0,1	196	18	13	
	S.D.	2,4	57	4,8	0,3	90,4	2	11	0,4	1	0,02	0,01	1,56	0,02	0,06	0,35	0,1	17	2,74	3,61	
Baszki 1996-1997	w. średnia	35,25	275	14,4	7,7	277	16	112	1,9	9,1	0,02	0,04	6,45	0,03	0,44	1,27	0,47	383,8	25,8	16,8	
	w. max.	55	395	70	8,1	456	21	124	2,2	12	0,03	0,08	9	0,05	0,78	1,98	0,7	427	34	25	
	w. min.	24	157	3	7,3	187	2,5	98	1,3	7,1	0,01	0,01	4	0,02	0,21	1,21	0,3	367	21	13	
	S.D.	8,9	99	12,7	0,17	96,9	2,5	9,3	0,2	1,6	0,01	0,02	1,31	0,01	0,2	0,38	0,14	18,7	4,11	3,3	
Pliszczyn 1996-1997	w. średnia	39	347	16,4	7,7	281	16	114	1,8	9,7	0,03	0,02	6,2	0,05	0,29	1,7	0,23	326,5	30,74	24	
	w. max.	58	644	35	8,1	409	23	123	2,4	12	0,06	0,06	8	0,09	0,45	2,12	0,8	369	37	32	
	w. min.	27	176	4	7,3	178	8	86	0,9	7,3	0,02	0,01	4	0,02	0,13	0,64	0,1	277	22	18	
	S.D.	7,3	115	8,67	0,2	81,8	4	4,8	0,3	1,1	0,01	0,01	1,2	0,02	0,08	0,34	0,17	27,8	3,74	3,5	
Chemizm wód Ciemięgi po uśrednieniu cech z punktów pomiarowych	w. średnia	32,8	259	12,9	7,7	247	15	110	1,7	9,3	0,03	0,003	5,67	0,042	0,35	1,46	0,33	308,2	25,7	19,7	
	w. max.	58	644	70	8,1	456	23	135	2,4	13	0,08	0,02	9	0,09	0,9	2,12	0,8	427	37	32	
	w. min.	19	76	3	6,9	87	8	86	0,9	7,1	0,01	0,001	2	0,01	0,13	0,56	0,1	187	16	12	
	S.D.	9,2	122	9,8	0,2	99,5	3,3	9,3	0,3	1,3	0,01	0,003	1,57	0,021	0,14	0,39	0,17	73,6	5,1	4,4	

Wahania w poszczególnych terminach pomiarów wynosiły dla wszystkich 3 posterunków od 0,1 do 0,8 mg/l.

Zawartość węglanów (HCO_3) w wodzie wynosiła średnio 308,2 $\mu\text{g/l}$, wahając się od 187 do 427 $\mu\text{g/l}$. Najmniejszą zawartość HCO_3 stwierdzono w górnym biegu rzeki (Snopków 214 $\mu\text{g/l}$), najwyższą w środkowym (Baszki 383 $\mu\text{g/l}$) i dolnym biegu rzeki (Pliszczyn 326 $\mu\text{g/l}$).

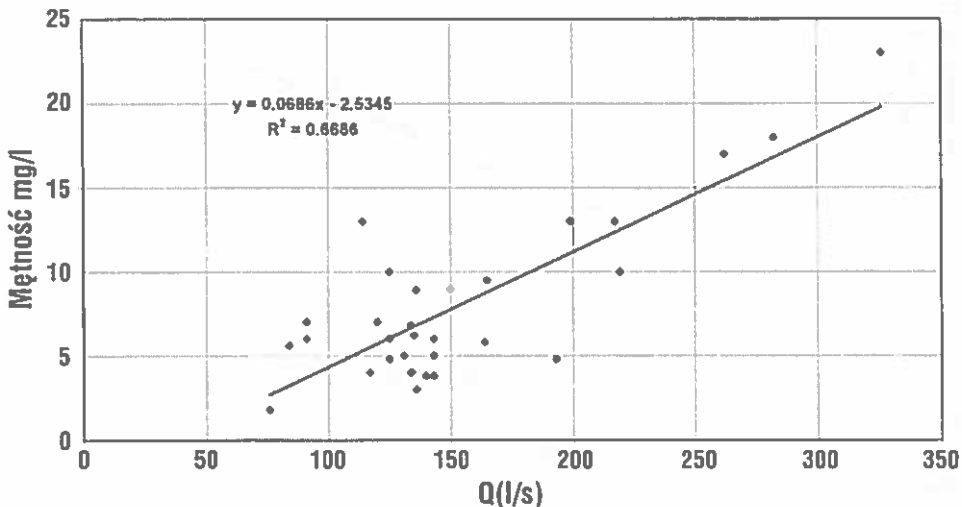
Zawartość siarczanów (SO_4) wynosiła średnio 25,7 $\mu\text{g/l}$, wykazując wahania od 16 do 37 $\mu\text{g/l}$. Zawartość ta w okresie badań wykazała wzrost wraz z biegiem rzeki od 21,1 $\mu\text{g/l}$ (Snopków), 25,8 $\mu\text{g/l}$ (Baszki) do 30,7 $\mu\text{g/l}$ (Pliszczyn).

Zawartość chlorków wynosiła w okresie badań średnio 19,7 $\mu\text{g/l}$, wahając się od 12 do 32 $\mu\text{g/l}$.

7.3. Ocena jakości wód rzeki Ciemięgi

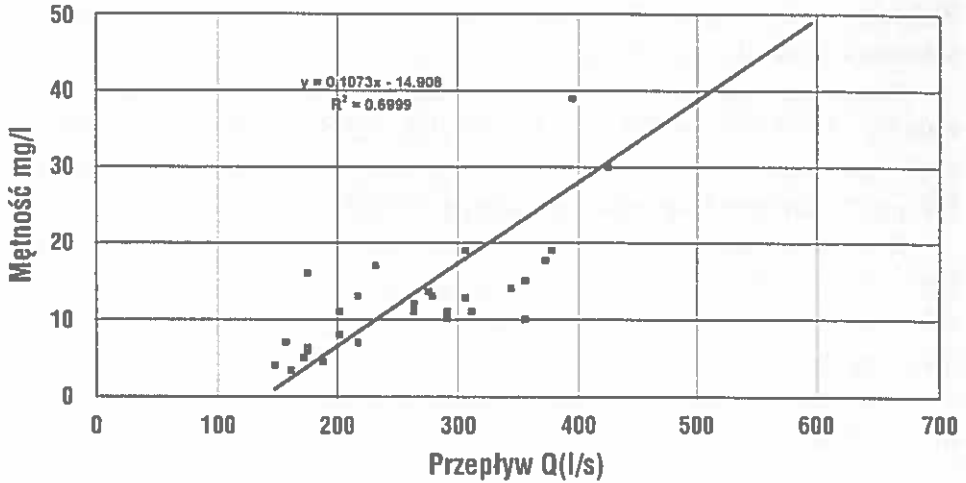
Analiza wód rzeki Ciemięgi wykazała dużą (istotną statystycznie) zgodność między zawartością zawiesiny (mętność) wody i wielkością przypływu w trzech punktach pomiarowych (rys. 17–19), wyrażone współczynnikiem korelacji $R^2 = 0,6285$ (Pliszczyn), 0,6686 (Snopków) i 0,6999 (Baszki).

W okresie dwóch sezonów wegetacyjnych badań 1996 i 1997 r. oznaczone składniki chemiczne wód rzeki Ciemięgi nie przekraczały (poza fosforanami)



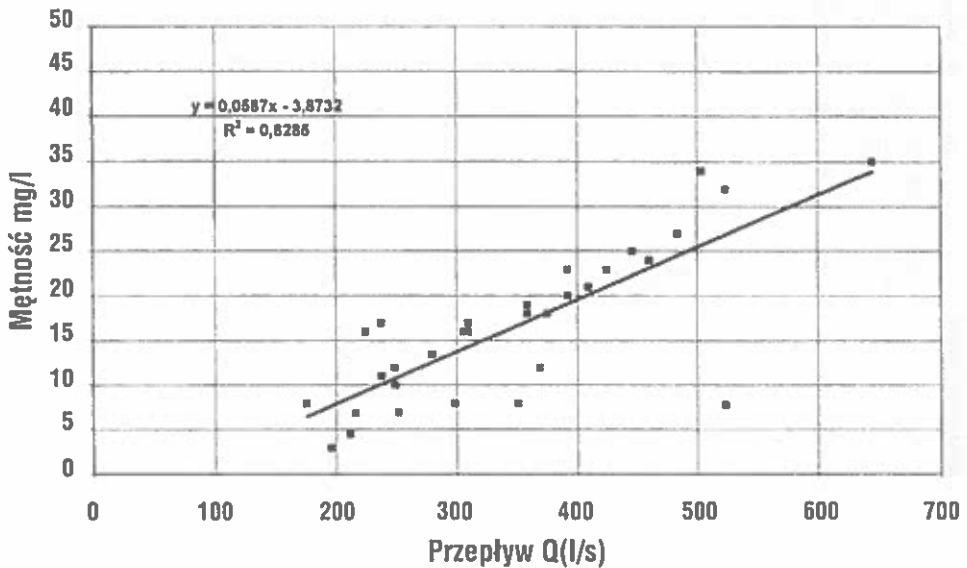
Rys. 17. Zależność pomiędzy zawartością zawiesiny (mętność – mg/l, mierzona metodą spektrofotometryczną) w wodzie a wielkością przepływu w Snopkowie

Fig. 17. Relationship between sediment concentration in water (turbidity – mg/l, measured with spectrophotometric method) and water flow rate in Snopków



Rys. 18. Zależność pomiędzy zawartością zawiesiny (mętność – mg/l, mierzona metodą spektrofotometryczną) w wodzie a wielkością przepływu w Baszkach

Fig. 18. Relationship between sediment concentration in water (turbidity – mg/l, measured with spectrophotometric method) and water flow rate in Baszki



Rys. 19. Zależność pomiędzy zawartością zawiesiny (mętność – mg/l, mierzona metodą spektrofotometryczną) w wodzie a wielkością przepływu w Pliszczynie

Fig. 19. Relationship between sediment concentration in water (turbidity – mg/l, measured with spectrophotometric method) and water flow rate in Pliszczynie

wartości wskazujących na pogorszenie jakości wody. Było to związane z małymi opadami i niewielką ich intensywnością w tym okresie, z wyjątkiem

lipca 1997 r. kiedy zanotowano wzrost poziomu wody, natężenia przepływu, mętności wody, potencjału redoks i zawartości $N-NH_4$.

Dane z literatury, dotyczące ostatnich lat (1994–1996) wskazują również na okresy zwiększonego zanieczyszczenia wody związkami fosforowymi pochodzącymi ze zlokalizowanych ognisk zanieczyszczeń w obrębie doliny Ciemięgi tj. z zaśmieconych zboczy i dna doliny (wysypiska śmieci, wylewiska nieczystości itp.), a także z niewłaściwego stosowania nawozów i środków ochrony roślin. Dotyczy to szczególnie środkowego i dolnego odcinka rzeki (Baszki, Pliszczyn). Znajdowało to odbicie również w zróżnicowanych zawartościach badanych pierwiastków na różnych odcinkach rzeki.

Charakterystyczny był systematyczny wzrost wartości Eh wraz z biegiem rzeki od Snopkowa do Pliszczyna oraz znacznie wyższe wartości Eh w roku 1997 w porównaniu do 1996 r. Zjawisko to należy wiązać ze zmianą warunków natlenienia wody w rzece. Dane tabeli korelacyjnej wskazują na istotną dodatnią korelację pomiędzy Eh a zawartością Ca, Na, Pb i Mn, natomiast ujemną pomiędzy tą cechą a zawartością Cu.

Wysoką dodatnią korelację stwierdzono pomiędzy: azotem amonowym i azotanowym, ołowiem i manganem, cynkiem i jonami azotanowo-amonowymi, oraz sodem i ołowiem, ujemną korelację wykazuje miedź z ołowiem i manganem, cynk z ołowiem; oraz wapń z miedzią (tab. 17).

Tabela 17. Korelacje pomiędzy badanymi parametrami jakości wody Ciemięga river
 Table 17. Correlation between the water quality parameters of the Ciemięga river

P. wody	Q	Mętność	pH	Eh	Mg ₂	Ca ₂	K	Na ₂	Zn ₂	Mn ₂	N/NH ₄	N/NO ₃	P/PO ₄	Cu ₂	Pb ₂	HCO ₃	SO ₄	Cl
P. wody	1																	
Q	0,9243	1																
Mętność	0,8775	0,898	1															
pH	0,1778	0,057	0,04264	1														
Eh	-0,095	0,077	-0,14469	-0,15	1													
Mg ₂	0,2049	-0,01	0,16319	0,23	-0,88	1												
Ca ₂	-0,19	-0,16	-0,25547	-0,05	0,69	-0,66	1											
K	0,0614	0,244	0,06308	-0,18	0,05	-0,09	-0,03	1										
Na ₂	0,0455	0,095	-0,06449	-0,12	0,42	-0,43	0,36	0,22	1									
Zn ₂	0,0244	0,025	0,08915	0,47	-0,18	0,306	-0,42	-0,1	-0,48	1								
Mn ₂	-0,347	-0,23	-0,50695	-0,1	0,67	-0,64	0,51	0,29	0,411	-0,1	1							
N/NH ₄	0,0815	0,108	0,17069	-0,18	-0,03	-0,05	0,07	-0,1	0,114	-0,11	-0,03	1						
N/NO ₃	0,2668	0,127	0,34522	0,133	-0,58	0,682	-0,55	-0,1	-0,27	0,471	-0,55	-0,04	1					
P/PO ₄	-0,133	-0,06	-0,30607	0,176	0,58	-0,47	0,51	0	0,515	-0,26	0,412	-0,093	-0,453	1				
Cu ₂	0,1875	0,153	0,33813	0,143	-0,41	-0,46	-0,33	-0,1	-0,58	0,288	-0,56	0,0271	0,335	-0,37	1			
Pb ₂	-0,089	-0,07	-0,21456	-0,12	0,68	-0,53	0,47	-0,2	0,346	-0,23	0,493	0,016	-0,35	0,544	-0,3	1		
HCO ₃	-0,24	-0,26	-0,31318	-0,36	-0,27	0,136	0,01	0,19	0,293	-0,36	0,073	0,2317	0,065	-0,02	-0,2	-0,39	1	
SO ₄	0,3693	0,246	0,25082	-0,05	-0,36	0,374	-0,07	0,03	0,064	-0,15	-0,19	0,2587	0,289	-0,24	0,11	-0,34	0,487	1
Cl	-0,121	-0,11	-0,12736	-0,31	0,16	-0,24	0,43	-0,2	0,341	-0,64	0,065	0,4866	-0,32	0,156	-0,2	-0,05	0,559	0,349

8. WYNIKI SYMULACJI

8.1. Analiza danych otrzymanych z równania USLE i ich weryfikacja

Program USLE dał możliwość oszacowania przewidywanych strat gleby w zlewni rzeki Ciemięgi w postaci dwóch parametrów: wielkości materiału wyniesionego poza obszar zlewni z jednostki powierzchni w ciągu danego czasu [tona/km²/rok] oraz całościowej straty materiału w ciągu roku [t/rok].

Wyniki obliczeń (tab. 18) pokazują, iż przy aktualnych zadanych parametrach klimatycznych, hydrologicznych, geomorfologicznych oraz struktury użytkowania zlewni jak opisano w rozdz. 3, jednostkowa strata gleby wyniosła około 190 t/km²/rok, co w ciągu roku dałoby stratę 30120 t. Przeprowadzona symulacja, przy zmianie warunków początkowych użytkowania zlewni Ciemięgi wykazała, że największy wpływ na wynik końcowy ma struktura użytkowania, w tym lesistość terenu. Dla przykładu wyliczono, że zmiana struktury użytkowania zmniejszająca o 50% zasięg upraw o nieprawidłowym kierunku ogranicza wielkość straty materiału glebowego o 15% z jednego kilometra kwadratowego w ciągu roku, tj. o 5883 tony dla całej zlewni. Zwiększenie zalesienia o 10%, nie zmieniając pozostałych warunków użytkowania, ograniczyłoby stratę gleby o około 5% z 1 km² w ciągu roku ograniczając tym samym stratę osadu o około 1200 ton dla obszaru całej zlewni.

Symulacja wykazała wyraźny wpływ średniego nachylenia stoków na intensywność erozji. Przy założonej zmianie różnicy wysokości o 100 m i średniego nachylenia o 1% jednostkowa strata gleby zwiększyła się aż dwukrotnie.

Tabela 18. Wyniki symulacji komputerowej strat gleby przy pomocy równania USLE

Table 18. Results of computer simulation of soil losses with the use of USLE equation

Masa gleby erodowanej (jednostki)	Warunki aktualne	Zwiększenie lesistości o 10%	Zmniejszenie powierzchni o nieprawidłowym kierunku upraw o 50 %	Wzrost opadów o 40 mm/rok
Strata gleby* z 1 km ² (t/km ² /rok)	191,73	184,07	154,28	315,36
Strata gleby w zlewni** (t/rok)	30 120,50	28 916,60	24 237,30	47 840,80
Masa rumowiska*** (t/rok)	3534,70	3393,40	2844,30	5685,50

* Średnia roczna masa gleby erodowanej z jednostki powierzchni zlewni; ** Średnia roczna masa gleby erodowanej w całej zlewni; *** masa rumowiska odprowadzanego przez przekrój zamykający zlewnię.

Obliczenia wykonane wg programu USLE dały szacunkowe wielkości straty gleby zintegrowane w czasie (średnia roczna). Można więc podkreślić, że symulacja przy pomocy programu USLE odwzorowuje znaczący wpływ na intensywność zjawisk erozyjnych nie tylko zasięgu i rodzaju upraw ale także sposobu użytkowania zlewni.

Weryfikację modelu przeprowadzono poprzez porównanie jego wyników z danymi uzyskanymi doświadczalnie, zarówno w badaniach własnych, jak i na podstawie danych literaturowych [35, 38, 39, 48, 50, 85]. Ogólne straty gleby mieściły się w przedziale strat typowych dla obszarów wyżynnych Polski i w Europie ($100 \text{ t/km}^2/\text{rok}$). Uwzględniając fakt, że dolina rzeki Ciemięgi jest szczególnie podatna na zjawiska erozji wodnej, uzyskane wyniki są wiarygodne. Wyniki badań innych autorów mieszczą się w zakresie wyników uzyskanych w naszych badaniach, a zatem obydwa podejścia opisane w niniejszej publikacji mogą być przyjęte, jak również wykorzystane do oceny zagrożeń erozyjnych w innych obszarach [8, 9, 18, 19, 35, 36, 48, 74, 85].

Analiza danych pokazuje, że zagrożenia erozyjne są głównie związane z powstawaniem żłobin i bruzd erozyjnych, do czego w sposób szczególnie przyczyniają się typy i kierunki uprawy. Jest to jedna z czułych zmiennych w tym równaniu. Inne programy, które nie uwzględniają tych czynników dają odmienne wyniki [3, 18].

Prostota i łatwość obsługi programu USLE, ma niewątpliwie dużą zaletę mimo, że wiele z danych wejściowych ma charakter jakościowy a nie ilościowy.

8.2. Analiza i weryfikacja wyników otrzymanych drogą symulacji komputerowej przy pomocy programu AGNPS

W wyniku przeprowadzonych obliczeń symulacyjnych, zestawionych w tabelach zbiorczych oraz w postaci map pikselowych (tab. 19–20, rys. 20–27) otrzymano wartości charakteryzujące ilość odpływu wody z powierzchni gleby oraz strat gleby w momencie wystąpienia opadu erozyjnego. Program umożliwił także wyliczenie hipotetycznych wielkości strat innych składników zlewni, takich jak m.in. związków azotu i fosforu (tab. 21).

Jak wynika z danych przedstawionych na diagramach, program wykazuje dużą czułość na intensywność deszczu. Pozwala on na oszacowanie takiego natężenia opadu, przy którym procesy spływu i zmywu powierzchniowego jeszcze nie występują w danej glebie. Z obliczeń wynika, że przy natężeniu opadu poniżej $0,01 \text{ mm/min}$. nie powinno pojawić się wynoszenie materiału glebowego.

Tabela 19. Wyniki symulacji komputerowej splywu powierzchniowego według modelu AGNPS dla wybranego obszaru zlewni, w zależności od parametrów opadu

Table 19. Results of computer simulation of surface runoff according to AGNPS model for selected basin area in relation to rainfall characteristics

Czas (t) i natężenie opadu (I)	Średni odpływ jednostkowy z wybranej komórki zlewni	
	o największym stopniu zagrożenia erozją q (l/s/km ²)	o najmniejszym stopniu zagrożenia erozją q (l/s/km ²)
t = 0,75 h; I = 40,0 mm/h	5000	400
t = 6,0 h; I = 4,0 mm/h	1600	150

Tabela 20. Wyniki symulacji komputerowej strat gleby według modelu AGNPS dla wybranego obszaru zlewni, w zależności od parametrów opadu

Table 20. Results of computer simulation of soil losses according to AGNPS model for selected basin area in relation to rainfall characteristics

Czas (t) i natężenie opadu (I)	Średnie straty gleby z wybranej komórki zlewni	
	o największym stopniu zagrożenia erozją (t/ha)	o najmniejszym stopniu zagrożenia erozją (t/ha)
t = 0,75 h; I = 40,0 mm/h	1,10	0,22
t = 6,0 h; I = 4,0 mm/h	9,50	2,75

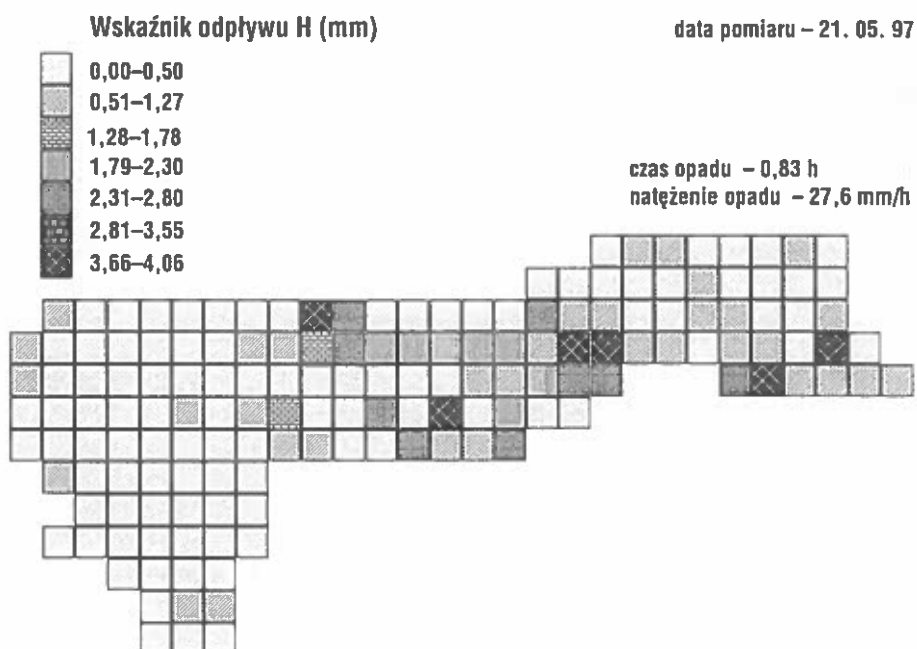
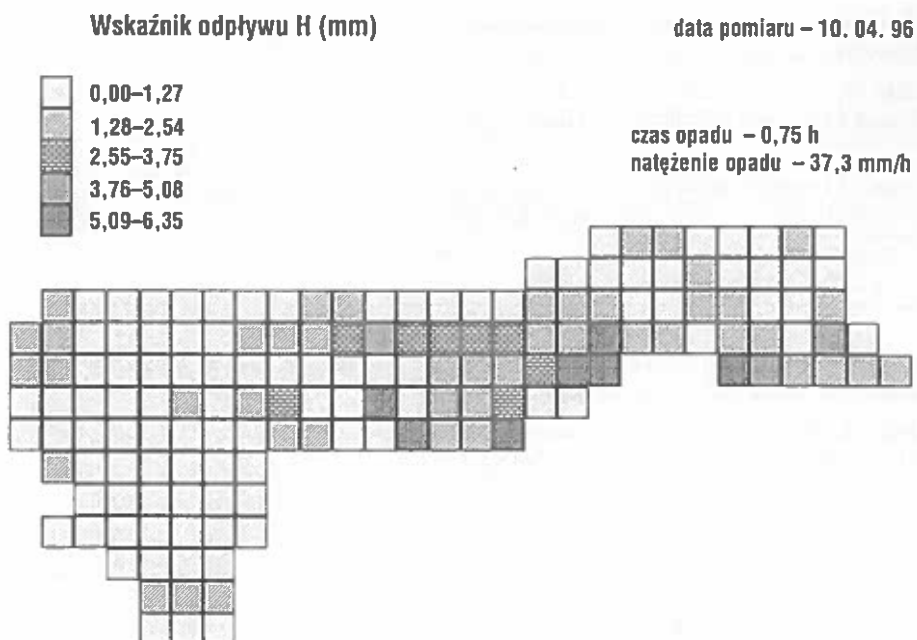
Tabela 21. Wyniki symulacji komputerowej strat azotu i fosforu według modelu AGNPS w zlewni Ciemięgi dla wybranych opadów erozyjnych

Table 21. Results of computer simulation of nitrogen and phosphorus losses according to AGNPS model for the Ciemięga river basin in selected erosive rainfalls

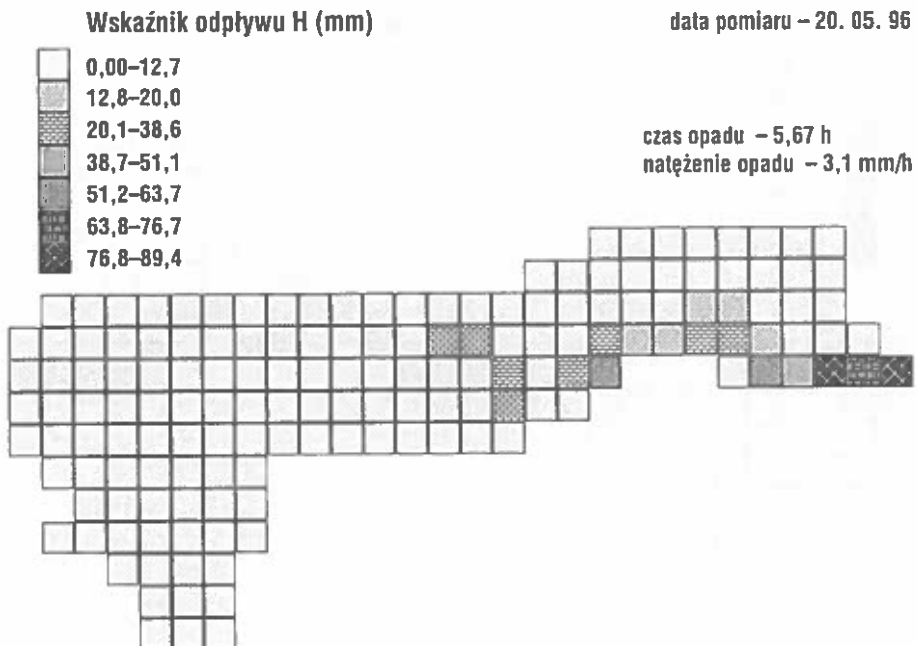
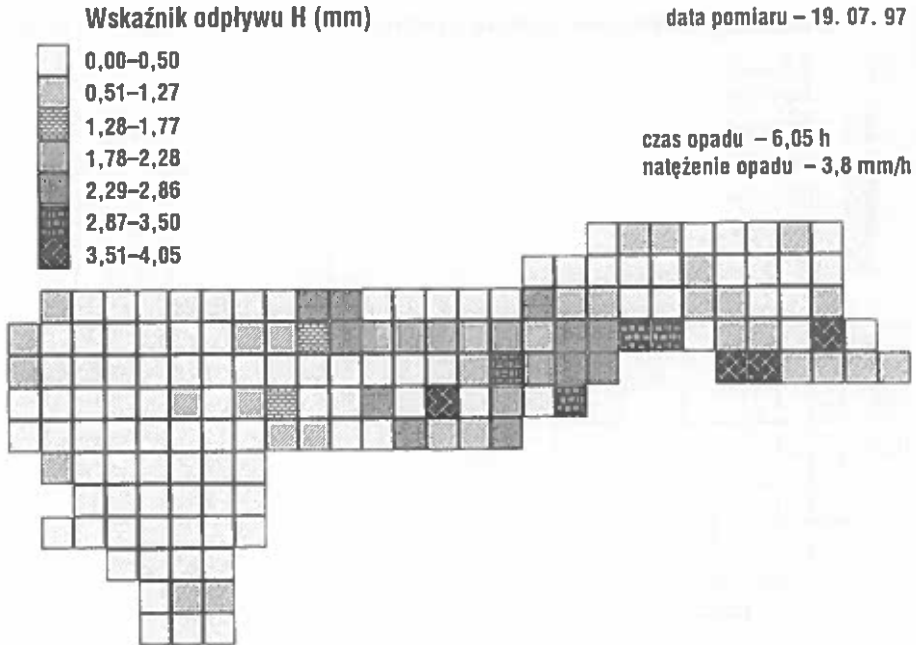
Data pomiaru	Opad (mm)	Straty azotu (kg/ha)	Straty fosforu (kg/ha)
10. 04. 1996	28	0,27	0,16
17. 04. 1997	12	0,03	0,024
21. 05. 1997	23	0,07	0,036
19. 07. 1997	23	0,05	0,024

Wyniki symulacji dla okresu 1996–1997 wskazują, że w obydwu latach badań wystąpiło tylko kilka dni z opadami, które istotnie wpływały na natężenie procesów splywu i zmywu. Zdecydowały o tym czas opadu i jego intensywność. Na przykład w roku 1996, w okresie badań od kwietnia do sierpnia tylko w dniu 10 kwietnia (opad 37,3 mm/h) oraz 26 sierpnia (22 mm/h), opady trwające około 1 godziny każdy, wywołały straty w wysokości 65% strat całkowitych gleby z obszaru zlewni w opisanym okresie badań, tj. ok. 15 000 t, z ogólnej straty ok. 23 000 t.

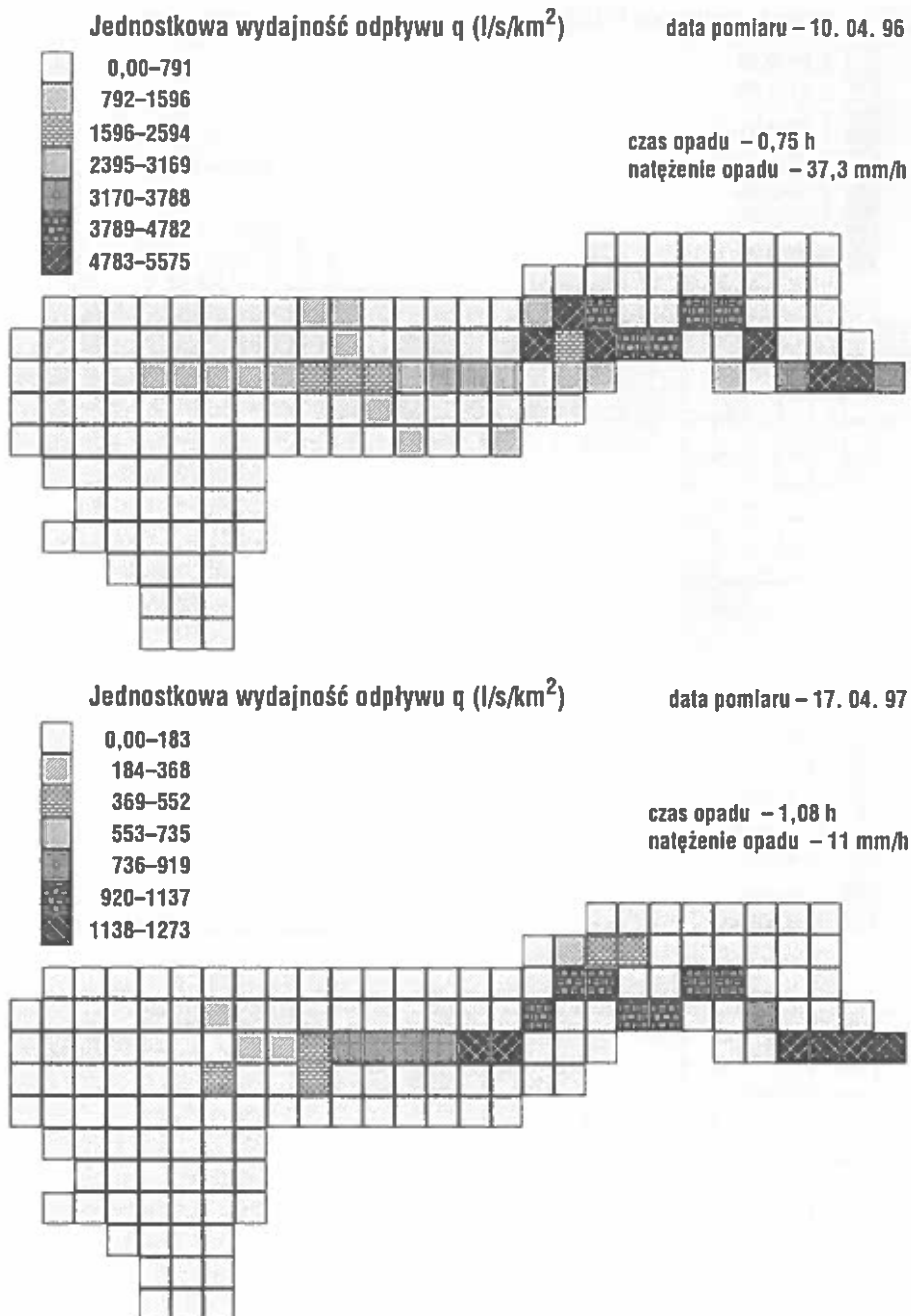
Symulacja dla roku 1997 wykazała, że w okresie badań od kwietnia do sierpnia wystąpiły tylko 3 dni opadowe, w których straty gleby sięgały 67% strat całkowitych dla tego okresu i wyniosły ok. 14 000 t, przy intensywności



Rys. 20. Wysokość odpływu w poszczególnych komórkach w wybranych dniach opadowych
Fig. 20. Outflow rate in individual pixels in selected days with rainfall

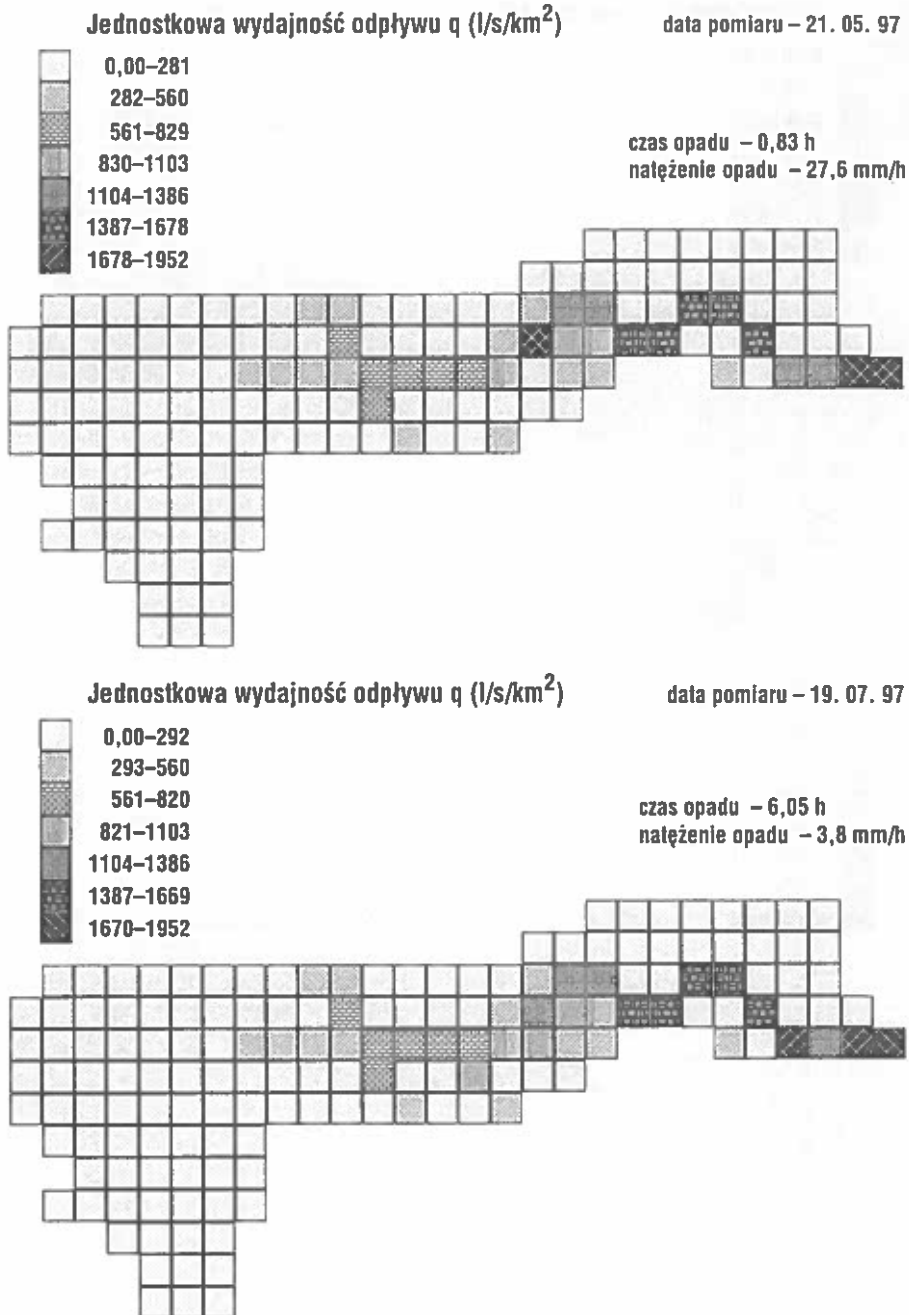


Rys. 21. Wysokość odpływu w poszczególnych komórkach w wybranych dniach opadowych
Fig. 21. Outflow rate in individual pixels in selected days with rainfall



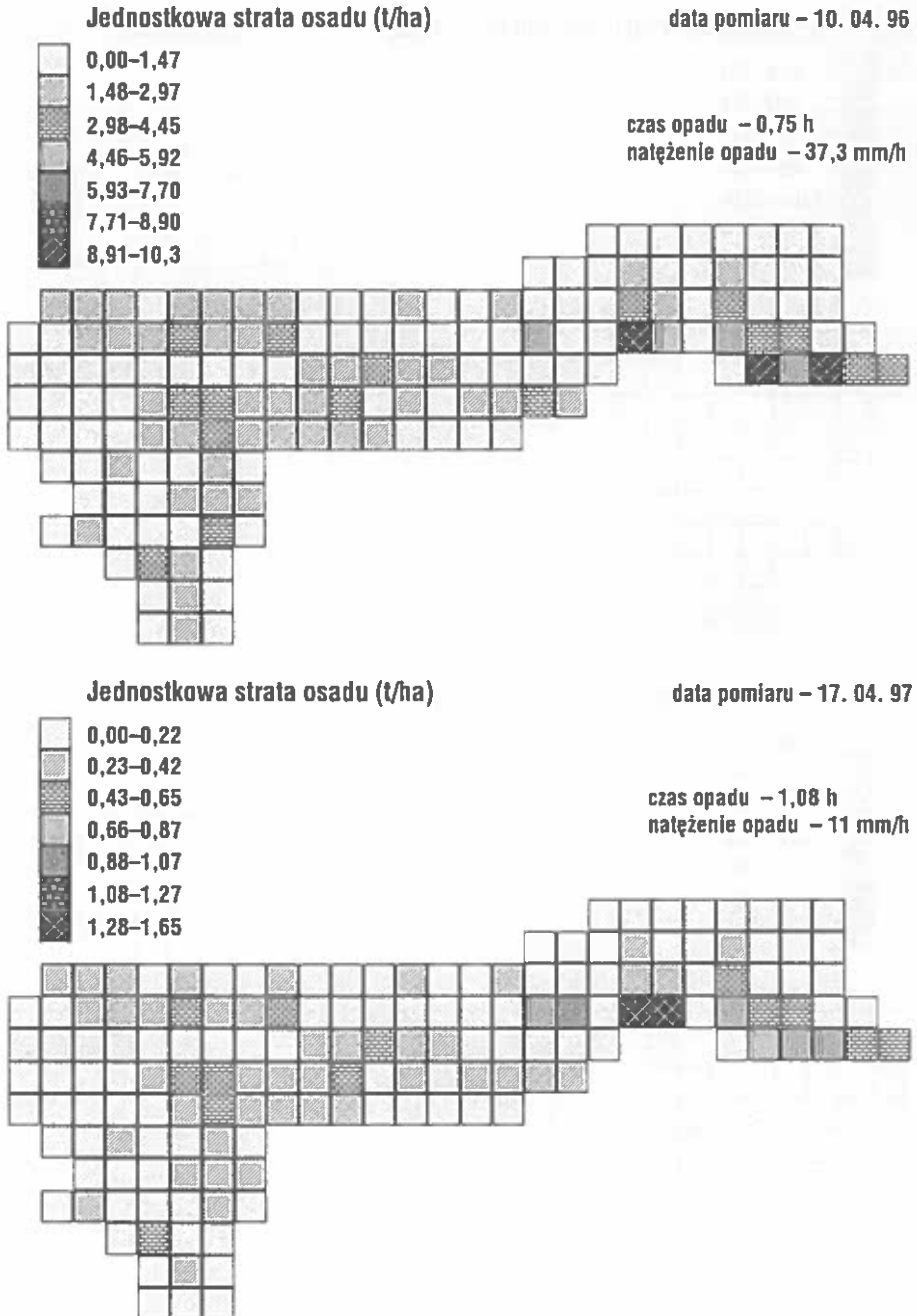
Rys. 22. Rozkład wartości jednostkowej wydajności odpływu powierzchniowego w wybranych dniach opadowych

Fig. 22. Unit value distribution of the surface outflow rate in selected days with rainfall



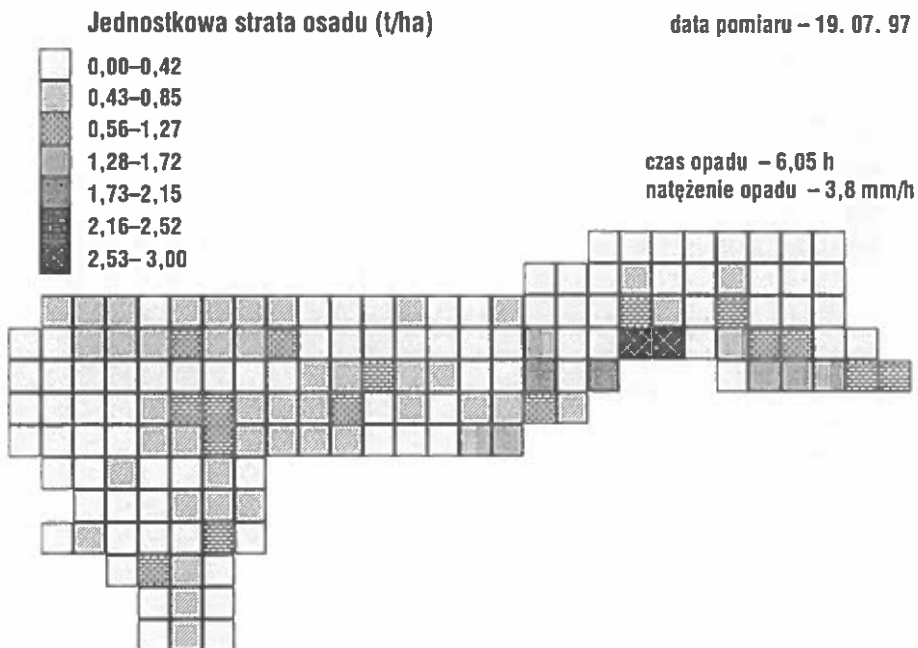
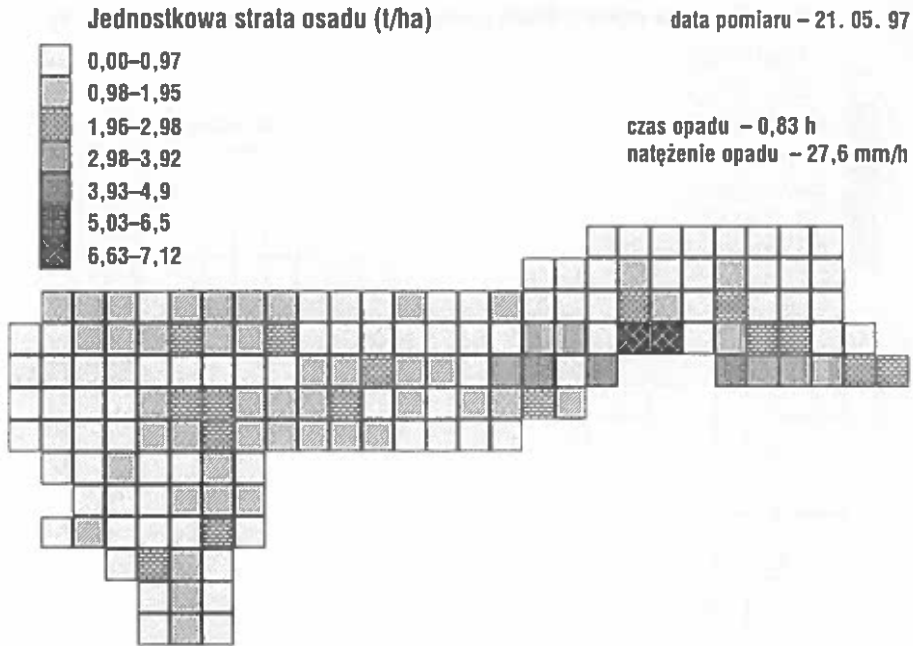
Rys. 23. Rozkład wartości jednostkowej wydajności odpływu powierzchniowego w wybranych dniach opadowych

Fig. 23. Unit value distribution of the surface outflow rate in selected days with rainfall



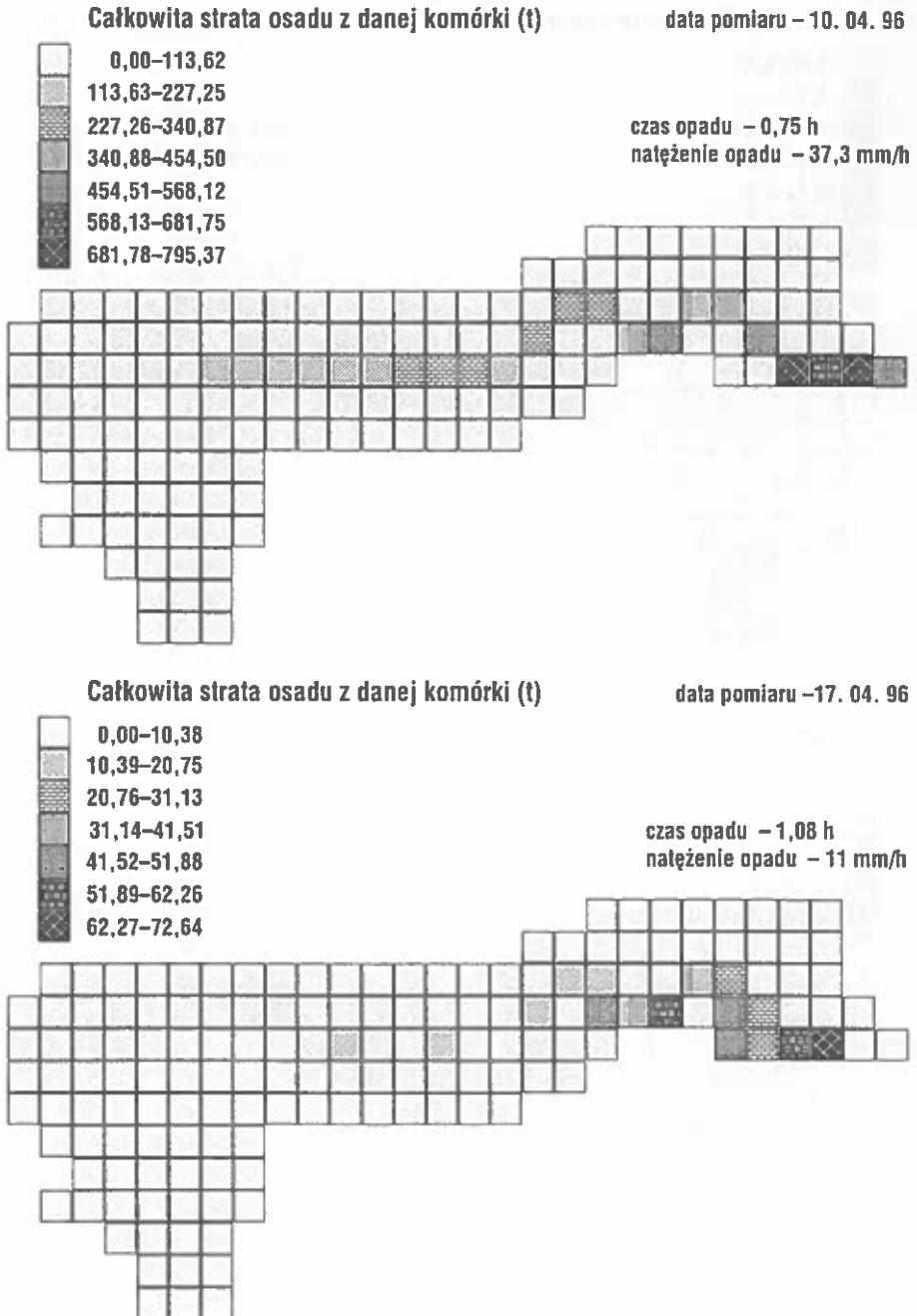
Rys. 24. Przestrzenny rozkład straty gleby w poszczególnych komórkach według modelu AGNPS dla wybranych deszczów erozyjnych

Fig. 24. Spatial distribution of soil loss in individual pixels acc. to AGNPS model for selected erosive rainfall



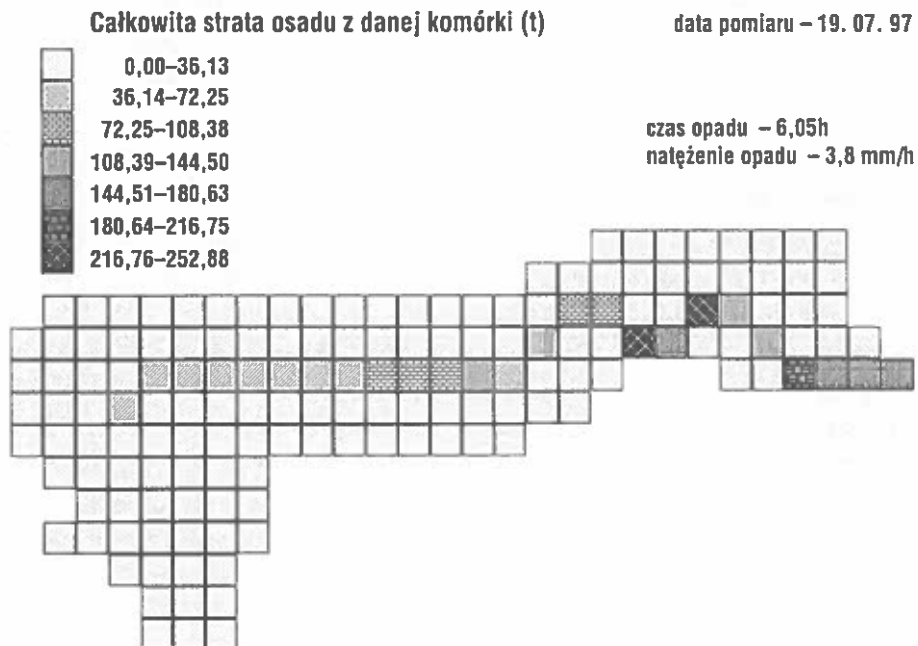
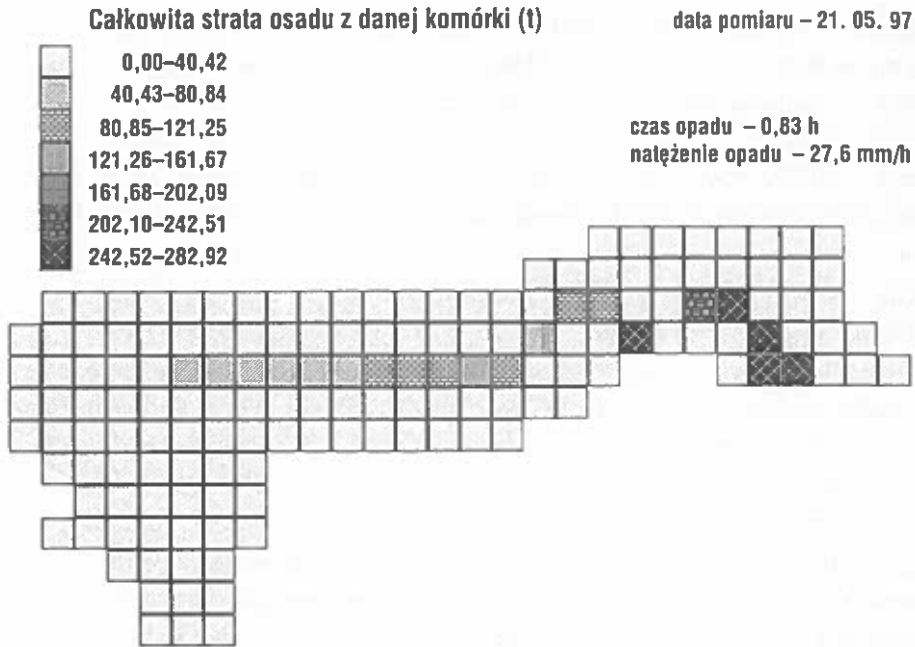
Rys. 25. Przestrzenny rozkład straty gleby w poszczególnych komórkach według modelu AGNPS dla wybranych deszczów erozyjnych

Fig. 25. Spatial distribution of soil loss in individual pixels acc. to AGNPS model for selected erosive rainfall



Rys. 26. Przestrzenny rozkład całkowitej straty gleby w poszczególnych komórkach według modelu AGNPS dla wybranych deszczów erozyjnych

Fig. 26. Spatial distribution of total soil loss in individual pixels acc. to AGNPS model for selected erosive rainfall



Rys. 27. Przestrzenny rozkład całkowitej straty gleby w poszczególnych komórkach według modelu AGNPS dla wybranych deszczów erozyjnych

Fig. 27. Spatial distribution of soil loss in individual pixels acc. to AGNPS model for selected erosive rainfall

opadów 30 mm/h i czasie opadów do kilku godzin. Różnice pomiędzy latami są nieistotne, co wynika ze zbliżonych wartości parametrów opadów erozyjnych w tych okresach, tj. intensywności i czasu opadu.

Symulacje komputerowe potwierdziły, że warunkiem podstawowym zaistnienia spływu powierzchniowego, a w konsekwencji zmywu gleby jest, wg programu modelu AGNPS, odpowiednia intensywność i czas opadu w danych warunkach hydrogeologicznych i fizjograficznych, w których część opadu nie będzie filtrowana przez glebę i będzie formować spływ powierzchniowy. Model AGNPS uwzględnia tę zależność przy szacowaniu erozji z dużą czułością, dzięki uwzględnieniu parametru *CN*, tj. bezwymiarowego współczynnika wyrażającego tę część opadu, która w tych warunkach tworzy spływ powierzchniowy. Porównując z map pikselowych wysokość opadów z odpływem jednostkowym oraz ze stratą materiału glebowego w poszczególnych komórkach/pikselach można stwierdzić, że występuje tutaj zależność wprost proporcjonalna. Jest ona modyfikowana jednak przez wartości parametru *CN*. Przykładowe wartości spływu jednostkowego oraz straty gleby w badanych okresach w zależności od parametrów opadów wg modelu AGNPS przedstawiono we wspomnianych wyżej tabelach 19 i 20. Jednocześnie biorąc pod uwagę pojedyncze opady (przede wszystkim opad erozyjny) możemy wnioskować z map pikselowych (rys. 20–27), jak zmiana wielkości opadu wpływa na intensywność procesów erozji wodnej w wyróżnionych elementach zlewni. Przy wystąpieniu deszczu o natężeniu 4 mm/h, który trwa np. 6 godzin, jednostkowa maksymalna strata sedymentu w miejscach o najwyższym zagrożeniu wyniosła od 2,5 do 3 t/ha. Przy opadzie o natężeniu 38 mm/h, który trwał ok. 45 min., odczytana z mapy pikselowej wartość straty gleby/sedymentu wyniosła od 8,0 do 10,0 t/ha.

Mapy pikselowe (rys. 20–27), powstałe w wyniku symulacji komputerowej wg modelu AGNPS, dają przestrzenny rozkład intensywności zjawisk hydrologiczno-erozyjnych i pozwalają wyróżnić i odczytać miejsca o ich największym natężeniu. W przypadku badanej zlewni te największe zagrożenia wystąpiły w dolnym biegu rzeki Ciemięgi, tj. na terenach położonych w miejscowości Baszki, w okolicach Snopkowa oraz na południowy wschód od nich (rys. 3 oraz rys. 20–27). Są to więc tereny o najwyższych spadkach, gdzie występuje typowa pokrywa glebowa i użytkowanie zlewni w tej części Płaskowyżu Nałęczowskiego (rys. 4–6).

Symulacja komputerowa potwierdziła więc wyniki badań eksperymentalnych, uzyskanych w zlewni przez innych badaczy w toku wieloletnich i kosztownych badań. Istotne jest, że model AGNPS pozwala na lokalizowanie

obszarów szczególnie zagrożonych procesami erozyjnymi. Co więcej, daje on także możliwość wskazania podstawowych kierunków działań, które mogą ograniczyć intensywność procesów erozyjnych w zlewni lessowej. Możliwa jest także kontrola bieżąca procesów erozyjnych w całej zlewni, przy właściwej weryfikacji parametrów koniecznych do wykonania poszczególnych procedur, tj. modeli cząstkowych AGNPS. Podkreślić należy, iż wyniki symulacji z wykorzystaniem modelu AGNPS są zbieżne z wynikami wcześniejszych doświadczeń [9, 19, 34–36, 50, 85].

Ponieważ model AGNPS stwarza także możliwość transformacji danych z systemów GIS, stąd też można rozszerzyć zakres symulacji i modelowania procesów hydrologiczno-erozyjnych o procesy chemiczne w skali całych zlewni lub w wybranych komórkach/pikselach. Głównie chodzi tutaj o możliwość oceny intensywności procesów denudacji chemicznej oraz wynoszenia składników chemicznych poza obręb zlewni, a tym samym oceny stopnia zagrożeń procesami eutrofizacji wód powierzchniowych wskutek procesów erozyjnych. Przykładem takiej symulacji zagrożeń procesami erozyjnymi poprzez wynoszenie związków azotu lub fosforu poza zlewnię przedstawiono w tab. 21. Wynika z niej wyraźny wpływ nie tylko typu użytkowania zlewni, ale również parametrów opadu. Uzyskane wyniki symulacyjne dla tych parametrów są zgodne z wcześniejszymi badaniami eksperymentalnymi, które prowadzone były w zlewni rzeki Ciemięgi przez innych badaczy [9, 19, 34, 49, 55].

9. Dyskusja i podsumowanie

Wielu autorów podkreśla rosnące zagrożenia środowiska przyrodniczego niebezpiecznymi skutkami procesów erozyjnych i wskazuje na pilną konieczność ich ograniczania [3, 7, 8, 17, 18, 21, 25, 28, 35, 50, 51, 75, 85]. W celu prognozowania i określania wielkości strat gleby i różnorodnych zanieczyszczeń (w tym składników pokarmowych roślin) wynoszonych ze zlewni, zwłaszcza użytkowanych rolniczo, stosowano najczęściej czasochłonne i kosztowne eksperymenty polowe [8, 25–28, 35, 50, 55, 61, 72, 85]. Coraz częściej jednak wprowadza się nowe metody, które polegają na wykorzystaniu badań modelowych oraz numerycznych modeli i symulacji komputerowej do oceny strat glebowych w zlewniach o różnej wielkości zarówno w świecie, w różnych warunkach gospodarowania i fizjograficznych [1, 4, 5, 10–14, 23, 31, 43, 45, 46, 60, 64, 67, 68, 71, 84], jak również w Polsce [2, 3, 7, 18, 21, 58, 59, 62]. Możliwość uzupełniania empirycznych danych wejściowych do tych modeli danymi z przetworzenia informacji GIS rozszerza i przyspiesza zakres używalności tych modeli [5, 6, 10, 12, 21, 31, 46, 47].

W niniejszej pracy podjęto próbę zastosowania dwóch wybranych modeli erozyjno-hydrologicznych to jest USLE (Universal Soil Loss Equation), czyli uniwersalnego równania strat gleby oraz AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution), czyli modelu obszarowych zanieczyszczeń rolniczych do określenia strat gleby i składników pokarmowych oraz wykorzystano symulację komputerową do oszacowania zagrożeń erozyjnych i jakości wody w zlewni rzeki Ciemięgi, która w przeważającej części położona jest w urzeźbionym terenie lessowym i niemal w całości jest użytkowana rolniczo [9, 19, 20, 34, 35–39, 42, 49, 50, 75, 85]. Wybrane modele zostały opracowane w USA [81, 84] i wykorzystywane już były do oceny strat i zagrożeń erozyjnych w Europie Zachodniej [5, 13, 23, 31, 60, 64, 67]. W Polsce także rozpoczęto badania nad wykorzystaniem tych metod i modeli, choć dla innych warunków klimatyczno-roślinno-glebowych [2, 3, 6, 7, 18, 58, 59, 62]. Wstępne wyniki badań wskazują na możliwość wykorzystania ich jako narzędzi do oceny i monitorowania procesów erozyjnych w skali zlewni, a także możliwość wykorzystania modelu AGNPS do oceny zagrożeń zanieczyszczania wód powierzchniowych, w tym wód rzek w zlewniach erozyjnych glebą oraz ładunkami azotu, fosforu, czy też ChZT.

W oparciu o szczegółowe badania własne oraz o dane literaturowe nt. wielkości spływów powierzchniowych i strat gleby, a także w oparciu o szczegółowe analizy jakości wód Ciemęgi, które wykonano w dwu wybranych okresach hydrologicznych lat wegetacyjnych 1996 i 1997, wykonano obliczenia podstawowych charakterystyk dla istniejących warunków przyrodniczo-gospodarczych w zlewni (także w oparciu o dostępne różnorodne mapy terenu) oraz dla zmienionych w części zlewni form użytkowania i innych charakterystyk, które decydują o wielkości zagrożeń erozyjnych dla gleb i wody.

Wykonana symulacja komputerowa spływu i zmywu powierzchniowego pozwala na stwierdzenie, że model USLE daje możliwość przewidywania wielkości strat materiału glebowego, wyniesionego poza obszar zlewni w ciągu roku. Mimo, że wiele danych wejściowych do tego modelu ma charakter jakościowy a wyniki są wartościami uśrednionymi, to jego dużą zaletą jest prostota w obsłudze i fakt, że nie wymaga on wprowadzania dużej ilości danych.

Natomiast program AGNPS daje możliwość wyliczenia i oszacowania ilości spływu powierzchniowego w momencie wystąpienia opadu erozyjnego oraz stratę materiału glebowego i związków chemicznych. Charakteryzuje się on dużą czułością zwłaszcza na intensywność deszczu. Umożliwia ponadto określenie wielkości skutków erozyjnych, to jest spływu powierzchniowego, straty gleby i składników oraz ładunku zanieczyszczeń zarówno w całej zlewni, jak też w poszczególnych pikselach. Daje to możliwość identyfikacji w zlewni obszarów najbardziej zagrożonych procesami erozji wodnej. Tak więc program AGNPS jest modelem dla pojedynczych opadów erozyjnych.

Należy podkreślić, że obliczone wielkości spływu powierzchniowego, strat gleby oraz wielkość ładunków związków chemicznych nie różniły się znacząco od wartości uzyskanych w bezpośrednich pomiarach polowych i terenowych. W niektórych przypadkach tak zgodne wyniki można było otrzymać po odpowiedniej modyfikacji parametrów uniwersalnego równania strat gleby do warunków badanej zlewni. Daje to podstawę do stwierdzenia, że przeprowadzone badania i uzyskane wyniki symulacji komputerowej pozwoliły w sposób kompleksowy ocenić i oszacować zagrożenia wynikające z erozji wodnej na obszarze urzeźbionej lessowej zlewni rolniczej.

Część badaczy podkreśla jednak, że istnieje wiele powodów, dla których wyniki symulacji otrzymane w modelach erozyjnych są często rozbieżne z danymi eksperymentalnymi. Może to wynikać bądź to z niedoskonałości

teoretycznej struktury modelu, błędów kalibracji czy też błędnych lub niepewnych danych.

Informacje szczegółowe wprowadzane do modelu, tak jak w przypadku AGNPS (np. profil stoku, użytkowanie ziemi, parametry opadu, infiltracja, wilgotność początkowa, itd.) powinny teoretycznie prowadzić do uzyskania lepszych wyników symulacji w porównaniu do danych modeli empirycznych, jak w przypadku USLE. Jednakże obecne modele deterministyczne, oparte na parametrach fizycznych, nie zawsze dają lepsze wyniki niż znacznie prostsze modele erozji np. równanie USLE. Przyczyn takiego rezultatu należy szukać w niepewności związanej z szacowaniem i mierzeniem zbyt dużej, jak na obszar zlewni, liczby zmiennych parametrów wejściowych. Stąd też wzrasta zainteresowanie znacznie prostszymi modelami, które wykorzystują dane przestrzenne GIS, takie jak topografia, wykorzystanie ziemi oraz podstawowe cechy środowiska glebowego (infiltracji, struktura gleby, początkowa wilgotność gleby, itd.).

Natomiast uzyskane wyniki analizy chemicznej pozwoliły określić stopień zanieczyszczenia wód rzeki makro- i mikroelementami. W badanym okresie oznaczone składniki chemiczne wód rzeki nie przekroczyły (poza fosforanami) wartości wskazujących na pogorszenie stanu jakości wody. Pochodzenie zarówno kationów jak i anionów ma charakter naturalny. Jony wapnia Ca^{2+} i aniony HCO_3^- decydują o charakterze tych wód. Pochodzą z rozpuszczania węgla wapnia, który jest składnikiem większości skał osadowych budujących badany teren. Natomiast zwiększona zawartość Mg w dolnej części zlewni (Pliszczyn i Baszki) ma swoje podłoże w dominacji lessów na tym terenie.

Analizując składowe, które uznawane są powszechnie za efekt antropogenizacji środowiska (chlorki, siarczany, związki azotu, metale ciężkie) to należy podkreślić brak wyraźnego związku w zawartości tych składników z rozwojem działalności gospodarczej człowieka. Tak więc dominującym źródłem tych składników są procesy geochemiczne. Potwierdzają to wyniki badań wielu autorów [34, 37–40, 42, 56, 75]. Reasumując, zawartość wszystkich wziętych do analizy parametrów ma pochodzenie zdecydowanie naturalne. Oczywiście część azotu w środowisku wodnym pojawia się wskutek rolniczej działalności w zlewni, częściowo z niewłaściwie zagospodarowywanych odpadów bytowo-gospodarczych.

10. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań terenowych, wykonanych analiz laboratoryjnych gleby i wody, obliczeń i symulacji komputerowych oraz porównania uzyskanych wyników z wynikami empirycznymi innych badaczy, można przedstawić następujące wnioski końcowe, które pozwalają na ocenę stanu i prognozowanie zagrożeń erozyjnych oraz charakterystykę wód powierzchniowych w lessowej, urzeźbionej i wykorzystywanej rolniczo zlewni rzeki Ciemięgi na obszarze Płaskowyżu Nałęczowskiego następująco:

1. Teren zlewni rzeki Ciemięgi, z racji gleb lessowych i swego urzeźbienia, jest podatny na intensywne procesy erozyjne. Dokumentują to przeprowadzone badania terenowe i symulacja z użyciem programu USLE i AGNPS. Średnia wartość strat erozyjnych gleby dla obydwu wybranych okresów hydrologicznych i wegetacyjnych lat 1996–1997 wyniosła 191,73 t/km²/rok.

2. Procesy erozyjne, intensyfikowane rolniczym użytkowaniem terenu, wywierają istotny wpływ na jakość wód powierzchniowych. Zróznicowanie zawartości oznaczonych makro- i mikroelementów na całej długości badanego odcinka rzeki świadczyły o nierównomiernym obciążeniu dorzecza działalnością gospodarczą, ale poza związkami fosforowymi, nie zagrażały jakości wód.

3. Symulacja komputerowa przy pomocy programu USLE obrazuje znaczący wpływ na intensywność erozji zarówno zasięgu upraw, jak też sposobu użytkowania zlewni. Wartości uzyskane metodą symulacyjną nie odbiegały od wartości eksperymentalnych. Symulacja komputerowa przy pomocy programu AGNPS pozwala określić ilość odpływu wody z powierzchni gleby w momencie wystąpienia opadu erozyjnego oraz oszacować wielkość straty związków mineralnych i organicznych. Ponadto model ten umożliwił wyliczenie i oszacowanie wielkości spływu i sedymentu oraz związków chemicznych w dowolnie wybranym obszarze zlewni. Ułatwia to identyfikację obszarów zlewni najbardziej zagrożonych procesami erozyjnymi. Istnieje możliwość transformacji modelu AGNPS do systemów GIS i wykorzystania w tym celu bogatych zasobów informacji o środowisku.

4. Zastosowana po raz pierwszy w zlewniach lessowych symulacja komputerowa w oparciu o model USLE i program AGNPS, zweryfikowana wynikami badań własnych, dobrze szacuje zagrożenia erozyjne zlewni i zanieczyszczenia wód rzeki Ciemięgi. Może być ona przydatna do podobnych

szacunków w urzeźbionych zlewniach użytkowanych rolniczo, które są szczególnie zagrożone tymi procesami. Biorąc pod uwagę pozytywne wyniki w zastosowaniu modelu AGNPS w wielu rejonach świata, wraz ze specyficznym geologicznie terenem Wyżyny Lubelskiej, należy podkreślić uniwersalność tych metod do oceny zagrożeń erozyjnych w różnych obszarach.

PIŚMIENNICTWO

1. **Alonso C. V., Neibling W. H., Foster G. R.:** Estimating sediment transport capacity in watershed modelling. *Trans. ASAE*, 24, 1211–1220, 1226, 1981.
2. **Banasik K. (ed.):** Wykorzystanie uniwersalnego równania strat glebowych USLE do oceny ilości rumowiska unoszonego odpływającego z małych zlewni. *Gospodarka Wodna*, 3, 62–65, 1992.
3. **Banasik K., Ignar K.:** Comparison of DR-USLE SEGMO and AGNPS with two rainfall events. *Mat. Konf., RSY-93. Wyd. SGGW*, 195–200, 1993.
4. **Boardman J., Ligneau L., De Roo A. P. J., Vandaele K.:** Flooding of property by runoff from agricultural land in northwestern Europe. *Geomorphology*, 10, 183–196, 1994.
5. **Bork H. R., Hensel H.:** Computer-aided construction of soil erosion and deposition maps. *Geol. Jahrb.*, A104, 357–371, 1988.
6. **Brzozowski M.:** Zastosowanie metod GIS do modelowania procesów erozyjnych w zlewni rzeki Burzanki. *Mat. Konf., SGGW, Warszawa*, 117–125, 1998.
7. **Brzozowski M., Pierzgański E.:** Zastosowanie modeli AGNPS do oceny procesów erozyjnych w basenie jeziora Drużno. *Fragmenta Agronomica*, 4B/98, 143–156, 1998.
8. **Chudecki Z.:** Próba oceny wpływu erozji gleb na straty składników pokarmowych roślin w terenie lessowym. *Ann. UMCS, X, E*, 1–47, 1956.
9. **Częstochowska E.:** Procesy denudacji w górnej części dorzecza Ciemięgi. *Zakład Geografii Fizycznej UMCS, Lublin*, 1976.
10. **De Jong S. M.:** An erosion model integrating remotely sensed data with GIS data: SEMMED, Applications of Reflective Remote Sensing for Land Degradation Studies in a Mediterranean Environment. *Netherlands Geographical Studies*, 177. University of Utrecht, Utrecht, 75–94, 1994.
11. **De Roo A. P. J.:** Validation problems of hydrologic and soil erosion catchment models: examples from a Dutch erosion project. [In] *Advances in Hillslope Processes* (eds. Anderson M.G., Brooks S.), John Wiley & Sons, 669–683, 1996.
12. **De Roo A. P. J.:** Modelling runoff and sediment transport in catchment using GIS. *Hydrol. Process.*, 12, 905–922, 1998.
13. **De Roo A. P. J., Hazelhoff L., Burrough P. A.:** Soil erosion modelling using ANSWERS and geographical information systems, *Earth Surf. Process. Landf.*, 14, 517–532, 1989.
14. **De la Rosa J., Cromptvoets 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.
15. **Dębicki R.:** Natural and anthropogenic effects of floods and others disastrous events in Poland. *Int. Agrophysics*, 295–299, 1998.
16. **Dębicki R., Gliński P., Kuczyński A.:** Spectrometric method for sediment concentration measurement in river waters. *6 ICA Proc.*, 6ICA, 3, 421, 1997.
17. **Dębicki R., Gliński P., Kuczyński A.:** Seasonal dynamics of sediment in the river Ciemięga. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 436, 21–24, 1996.
18. **Dębicki R., Rejman J.:** Przewidywanie strat gleby w wyniku erozji wodnej. *Problemy Agrofizyki*, 59, 1990.
19. **Gajewski J.:** Procesy denudacji w zlewni Ciemięgi. *Zakład Geografii Fizycznej, UMCS, Lublin*, 1976.
20. **Gawlik J., Guz T., Urban D.:** Zróżnicowany charakter glebowo-wodny mokradłowej doliny Ciemięgi na Płaskowyżu Nałęczowskim. *Mat. Konf. Nauk. „Woda jako czynnik warunkujący wielofunkcyjny i zrównoważony rozwój wsi i rolnictwa”. PHARE-FAPA-IMUZ, Falenty*, 198–207, 1997.

21. Gliński P., Paszczyk J.: Water erosion hazard of soil in the river Wieprz basin. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 436, 39–48, 1998.
22. Govers G., Quine T. A., Walling D. E.: The effects of water erosion and tillage movement on hillslope profile development: a comparison of field observations and model results. [In] Farm Land Erosion in Temperate Plains and Hills (ed. Wicherek S.). Elsevier, Amsterdam, 285–300.
23. Grunwald S., Frede H. G.: Application of AGNPS in German Watershed. Mat. Konf. Praga, 1997.
24. Jahn A.: Wyżyna Lubelska. Rzeźba i czwartorzęd. Prace Geograficzne PAN, 7, 1956.
25. Józefaciuk A.: Erozja gleby jako czynnik degradujący agroekosystemy. Wyd. IUNG, 5, 31–34, 1997.
26. Józefaciuk A., Józefaciuk C.: Erozja agroekosystemów. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, IUNG Puławy, 1995.
27. Kibler D. F.: Urban Stormwater Hydrology. Water Resources Monograph. 7, American Geographical Union, Washington, 1982.
28. Koc J., Procyk Z., Szymczyk S.: Czynniki kształtujące jakość wód powierzchniowych obszarów wiejskich. Mat. Konf. Nauk. „Woda jako czynnik warunkujący wielofunkcyjny i zrównoważony rozwój wsi i rolnictwa”. PHARE-FAPA-IMUZ, Falenty, 222–229, 1997.
29. Kotowska U.: Oznaczanie form azotu przy użyciu analizatora HA star 5010 firmy TECATOR. Mat. IX Szkoły „Fizyka z elementami Agrofizyki”, IA PAN, Lublin, 1997.
30. Kuraż V., Doleżal F.: Evaluation of soil physical condition with the use of CERES model permeameter and infiltrometer methods. Int. Agrophysics, 11, 43–88, 1997.
31. 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.
32. Łoza K.: Zarys budowy geologicznej doliny rzeki Ciemięgi na odcinku między Baszkami a Zawadowem. Proekologiczne zagospodarowanie rzeki Ciemięgi. Lub. Fund. Ochr. Środ. Nat., Mat. Konf. Nauk.-Techn., Lublin, 47–50, 1995.
33. Maruszczak H.: Rzeźba obszarów lessowych Wyżyny Lubelskiej. Ann. UMCS, B, 15, 93–122, 1961.
34. Maruszczak H., Częstochovska E., Gajewski J.: Denudacja mechaniczna i chemiczna w dorzeczu Ciemięgi na Wyżynie Lubelskiej. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 222, 7–24, 1979.
35. Mazur Z., Orlik T., Pałys S.: Procesy erozyjne w zlewni rzeki Ciemięgi. Ann. UMCS, XVI, E, 147–168, 1972.
36. Mąka A.: Wpływ zagospodarowania ziemi na jakość wód w urzeźbionej zlewni rzeki Ciemięgi. Wyd. Mat.-Przyrodn. KUL, Lublin, 1998.
37. Michalczyk Z.: Condition for the formation of outflow and its characteristics in river basins of the Lublin region. Int. Agrophysics, 12, 271–276, 1998.
38. Michalczyk Z.: Stosunki wodne dorzecza Ciemięgi. Proekologiczne zagospodarowanie zlewni rzeki Ciemięgi. Lub. Fund. Ochr. Środ. Nat., Mat. Konf. Nauk.-Tech., Lublin, 25–36, 1995.
39. Michalczyk Z. (ed.): Źródła zachodniej części Wyżyny Lubelskiej. Wyd. UMCS, Lublin, 1993.
40. Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., Zielińska B.: Ocena zasobów wodnych dorzecza Ciemięgi. Mat. Konf. „Efekty proekologiczne zagospodarowania zlewni rzeki Ciemięgi”. AR Lublin, 21–36, 1997.
41. Mioduszewski W.: Reconstruction of retention capacity of small river basin of the Lublin region. Int. Agrophysics, 12, 259–270, 1998.

42. Misztal M., Smal H.: Wpływ rolniczego użytkowania gleby na skład chemiczny wód gruntowych. Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”. Wyd. AGH, Kraków, 235–239, 1991.
43. Mitchell J. K., Bingner R. L.: Validation of AGNPS for small watersheds. Runoff and Sediment Yield Modelling. Proc. Int. Symp., RSY 93, Warsaw, 187–193, 1993.
44. Moore I. D., Burch G. J.: Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. Water Resources Research, 22, 1350–1360, 1986.
45. Moore I. D., Burch G. J.: Modelling erosion and deposition: topographic effects. Trans. ASAE, 29, 1624–1640, 1986.
46. Moore I. D., O'Loughlin E. M., Burch G. J.: A counter-based topographic model for hydrological and ecological applications. Earth Processes Landforms, 13, 305–320, 1998.
47. Olejnik J.: Modelowe badanie struktury bilansu cieplnego i wodnego zlewni w obecnych i przyszłych warunkach klimatycznych. Roczn. AR Poznań, Rozprawy Nauk., 268, Poznań, 1996.
48. Orlik T.: Szybkość infiltracji wody w nalesowym terenie falistym. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 222, 79–89, 1979.
49. Orlik T., Józwiakowski K.: Charakterystyka małych zbiorników wody w dolinie Ciemięgi. Mat. Konf. „Efekty proekologiczne zagospodarowania zlewni rzeki Ciemięgi”. AR Lubin, 49–55, 1997.
50. Orlik T., Węgorek T.: Zagrożenie erozyjne w zlewni rzeki Ciemięgi i koncepcja przeciwdziałania. Mat. Konf. „Proekologiczne zagospodarowanie zlewni rzeki Ciemięgi”. LFOŚN, Lublin, 51–64, 1995.
51. Ozga-Zielińska M., Brzeziński J.: Charakterystyki i modele zlewni oraz małych obszarów. Hydrologia Stosowana, PWN, Warszawa, 287–320, 1994.
52. Paszczyk J.: Monitoring the environment of agricultural basins by means of computer programmes. Int. Agrophysics, 299–304, 1998.
53. Pawłowski L., Kozak Z.: Chemiczne zagrożenie środowiska w Polsce. Wyd. UMCS, Lublin, 1984.
54. Pawłowski M., Lipiec J., Dębicki R.: Computer-aided penetrometer system for measuring soil strength. Polish J. Soil Sci., 29, 1, 1–7, 1996.
55. Podlaszewski Z., Karaś A.: Jakość wód zlewni rzeki Ciemięgi. Mat. Konf. „Efekty proekologiczne zagospodarowania zlewni rzeki Ciemięgi”, AR Lubin, 37–43, 1997.
56. Pondel H., Terelak H.: Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wymywanych do wód gruntowych. Pam. Puławski, 75, 149–169, 1981.
57. Raport o stanie środowiska Województwa Lubelskiego za rok 1994. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Lublin, 1995.
58. Rejman J., Link M.: Symulacje opadów deszczu do badań erozyjnych. Mat. VII Szkoły „Fizyka z elementami agrofizyki”. IA PAN, Lublin, 1995.
59. Rejman J., Usovich B., Dębicki R.: Zastosowanie modelu USLE do prognozowania natężenia erozji wodnej. Fragmenta Agronomica, 4/A, 98, 231–243, 1998.
60. Rode M., Frede H. G.: Modification of AGNPS for agricultural land and climate conditions in central Germany. J. Environ. Qual., 26, 45–51, 1997.
61. 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.
62. Somorowska U.: Zastosowanie modelu AGNPS do oceny jakości odpływu ze zlewni użytkowanej rolniczo (na przykładzie zlewni Beldówki). [w:] Wodno-bilansowe kryteria kształtowania siedlisk w krajobrazie rolniczym. Wyd. SGGW, 132–145, 1998.
63. Stigliani W. M.: Chemical Time Bombs. Environment, 33, 1991.

64. Svetlosanov V., Knisel W. G.: European and United States case studies in application of the CREAMS model. Luxenburg, Austria, 1982.
65. Szczepaniak Z., Olak M.: Projekt budowy zbiorników wodnych w dolinie rzeki Ciemięgi. Mat. Konf. „Efekty proekologicznego zagospodarowania zlewni rzeki Ciemięgi”. Wyd. AR Lublin, 65–84, 1997.
66. Szpakowska B., Życzyńska-Bloniak I.: Transport składników mineralnych wodami gruntowymi w zależności od charakteru ekosystemu. Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”. Wyd. AGH Kraków, 250–254, 1991.
67. Schwertmann U., Vogl W., Kainz M.: Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrages und Bewertung von Gegenmassnahmen. Stuttgart, 64, 1987.
68. Schwertmann U.: Soil erosion: extent, prediction and protection in Bavaria. [In] Soil Erosion in the European Community (eds. Chisci G., Morgan R.P.C.), Balkena, 185–200, 1986.
69. Świątek R.: Odpływ w dorzeczu Ciemięgi w latach 1971–1972. Biul. LTN, 19, Geogr. 1, 29–33, 1977.
70. Świdarska-Bróż M.: Zanieczyszczenia wód podziemnych – problem z ich uzdatnieniem. Mat. Konf. „Geologiczne aspekty ochrony środowiska”. AGH, Kraków, 255–259, 1991.
71. Turski R., Uziak S., Zawadzki S.: Środowisko przyrodnicze Lubelszczyzny. Gleby. Wyd. LTN, Lublin, 1993.
72. Turski R., Paluszek J.: Nowe aspekty wpływu erozji na brunatnoziemne gleby wytworzone z lessu. Roczn. Nauk. AR Poznań, CCLXVI, 1994.
73. Turski R., Paluszek J., Słowińska-Jurkiewicz A.: Wpływ erozji na fizyczne właściwości gleb wytworzonych z lessu. Roczn. Glebozn., 38(1), 37–49, 1987.
74. Turski R., Słowińska-Jurkiewicz A., Paluszek J., Dębicki R.: Natural aspects of a new approach to erosion of loess soils in Poland. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 400, 39–44, 1993.
75. Urban D.: Metale ciężkie w osadach doliny Ciemięgi. Mat. Konf. Nauk. „Gleby i klimat Lubelszczyzny”. Lublin, Wyd. LTN, 33–35, 1995.
76. Urban D.: Walory florystyczne i faunistyczne zlewni Ciemięgi. Mat. Konf. Nauk. „Proekologiczne zagospodarowanie zlewni rzeki Ciemięgi”. LFOŚN, Lublin, 9–24, 1995.
77. Viessman W., Jr., Knapp J. W., Levis G. L., Harbaugh T. E.: Introduction to Hydrology. IEP, New York, 1972.
78. Walczak R. T., Gliński J., Sławiński C., Lamorski K.: Agrophysical methods of water retention control in the rural areas. Int. Agrophysics, 277–285, 1998.
79. Williams J. R.: The physical components of the EPIC model. [In] Soil Erosion and Conservation (eds. El-Swaify S.A., Moldenhauer W.C., Lo A.). SCS, Ankey, 272–284, 1985.
80. Wimmer B., Rampazzo N., Blum W. E. H.: Influence of soil structural parameters on hydraulic function for soil-water balance modelling, Int. Agrophysics, 11–129, 1997.
81. Wischmeier W. H., Smith D. D.: Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning. Agric. Handbook, 573 USDA-ARS USA, 1978.
82. Witkowska-Walczak B.: Water retention in soil of natural structure unstabilized and stabilized with a synthetic agent. Polish J. Soil Sci., 17, 31–36, 1984.
83. Witkowski D.: Składniki nawozowe w dwóch małych zlewniach o zróżnicowanych właściwościach glebowo-rolniczych. Roczn. Glebozn., 48, 3/4, 23–36, 1957.
84. Young R. A.: Users Guide. AGNPS. MPCA, USA, 1991.
85. Ziemiński S., Łoś M. J.: Zabezpieczenie przed erozją dolnego odcinka Ciemięgi. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 222, 189–209, 1979.

STRESZCZENIE

W pracy podjęto próbę zastosowania modeli erozyjno-hydrologicznych USLE i AGNPS do symulacji komputerowej zagrożeń erozyjnych oraz charakterystyki zanieczyszczeń wód powierzchniowych w zlewni rzeki Ciemięgi.

W oparciu o dane z literatury dotyczące omawianej zlewni oraz badania własne gleb i wód rzeki Ciemięgi, wykonane w dwóch okresach hydrologiczno-wegetacyjnych roślin 1996 i 1997 roku, uzyskano dane wejściowe do modeli, uwzględniające istotne elementy glebowe i klimatyczne. Teren zlewni rzeki Ciemięgi z racji gleb lessowych i swego urzeźbienia, jest podatny na intensywne procesy erozyjne, które są jeszcze intensyfikowane rolniczym użytkowaniem terenu i mają istotny wpływ na jakość wód powierzchniowych.

Zróżnicowanie zawartości oznaczonych makro- i mikroelementów na całej długości badanego odcinka rzeki świadczyły o nierównomiernym obciążeniu dorzecza działalnością gospodarczą. Uzyskane wyniki pozwoliły określić stopień zanieczyszczenia wód rzeki makro- i mikroelementami. W badanym okresie oznaczone składniki chemiczne wód rzeki nie przekroczyły (poza fosforanami) wartości wskazujących na pogorszenie jakości wody.

Dokonano symulacji komputerowej spływu i zmywu powierzchniowego, stwierdzając, że model USLE daje możliwość oszacowania i przewidywania strat masy glebowej w postaci materiału wyniesionego poza obszar zlewni w ciągu roku. Równanie USLE wykazuje wiele zalet, mimo że szereg danych wejściowych ma charakter jakościowy, a nie ilościowy. Symulacja komputerowa przy pomocy programu USLE obrazuje znaczący wpływ na intensywność erozji zarówno zasięgu upraw, jak też sposobu użytkowania zlewni.

Program AGNPS, charakteryzujący ilości odpływu wody z powierzchni gleby w momencie wystąpienia opadu erozyjnego oraz stratę materiału glebowego, związków chemicznych, wykazał dużą czułość na intensywność deszczu. Należy stwierdzić, że badania i uzyskane wyniki pozwoliły w sposób kompleksowy oszacować zagrożenia wynikające z erozji wodnej na obszarze zlewni rzeki Ciemięgi w terenie lessowym, w której dominuje użytkowanie rolnicze.

Zastosowana po raz pierwszy w zlewniach lessowych symulacja komputerowa w oparciu o model USLE i program AGNPS, zweryfikowana uzyskanymi własnymi danymi, dobrze szacuje zagrożenia erozyjne zlewni i zanieczyszczeń wód rzeki Ciemięgi. Może ona być wykorzystana do przewidywania zagrożeń wywołanych tymi procesami w innych urzeźbionych zlewniach użytkowanych rolniczo.

S ł o w a k l u c z o w e : zlewnia lessowa, erozja wodna, równanie USLE, model AGNPS, symulacja komputerowa.

SUMMARY

ESTIMATION OF EROSION RISK AND WATER QUALITY CHARACTERISTICS USING COMPUTER SIMULATION

In this paper an attempt was undertaken to apply erosion-hydrological models, i.e. USLE (Universal Soil Loss Equation) and AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution) for estimation and computer simulation of erosion risks and surface water pollution characteristics in the Ciemięga river catchment.

Basing on the available literature data, about the studied catchment area as well as on the authors research, performed in the vegetation and hydrological periods of the years 1996–1997, the input data were collected to run the above models. They included data on: catchment physiography, land use, climatic conditions, soil features and human induced environment impacts. The study area is typical for loessial rolling terrain of the Lublin Upland. It is very susceptible to erosion processes which are additionally accelerated by agricultural activities. All the above factors have significant influence on surface water quality.

The results on the content of micro- and macroelements in the Ciemięga river water evidenced that chemical loads were irregularly distributed along the river course, depending on the intensity and type of land use and human activity. The amounts of chemical elements measured in water in the study periods did not exceed the critical loads, thus they were not harmful to the environment and water quality, except the level of phosphates.

Computer simulation performed for surface runoff and soil loss showed that USLE gives reasonably good data to estimate and forecast erosion rates and risks within the catchment in the whole hydrological year. Therefore, it can be stated that USLE model is sensitive enough for this general characteristics, despite the fact that many input data to compute this equation are of qualitative (not quantitative) character. The USLE simulation showed that the erosion intensity in the study area was most significantly influenced by the crop and land use types.

AGNPS programme, which allows to calculate and estimate the rate and amount of surface runoff, outflow, soil and chemical elements losses at the moment of rain occurrence (single event), showed high sensitivity to rainfall parameters. It should be stated that simulation data were in accordance with both the literature and authors' experimental data. They allowed for complex

estimation of erosion risks in the study area, i.e. loessial river catchment where agriculture activity predominates.

Finally, it can be concluded that both USLE and AGNPS models were used for the first time to calculate and estimate erosion rates in loessial basins in Polish conditions, and because the simulation data appeared to be reliable and were in accordance with experimental data available so-far, they can be recommended for further considerations in other basins.

Keywords: loess basin, water erosion, USLE equation, AGNPS model, computer simulation.