

**PRÓBA KALIBRACJI MODELU RUSLE/SDR DLA OCENY ŁADUNKU
ZAWIESINY WPROWADZANEGO DO ZBIORNIKA DOBCZYCKIEGO
ZE ZLEWNI BEZPOŚREDNIEJ**

**CALIBRATION OF RUSLE/SDR MODEL FOR ESTIMATION OF SUSPENDED
MATTER LOAD SUPPLIED TO THE DOBCZYCE RESERVOIR FROM ITS
IMMEDIATE CATCHMENT**

Wojciech Drzewiecki¹, Stanisław Mularz¹, Stanisław Twardy², Marek Kopacz²

¹ Katedra Geoinformacji, Fotogrametrii i Teledetekcji Środowiska, Akademia
Górniczno-Hutnicza w Krakowie

² Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Małopolski Ośrodek Badawczy
w Krakowie

SŁOWA KLUCZOWE: erozja wodna gleb, modelowanie przestrzenne, jakość wód
powierzchniowych, GIS, RUSLE, SDR

STRESZCZENIE: Prognozowanie wielkości ładunku zawiesiny wprowadzanego do zbiornika retencyjnego wraz z zasilającymi je wodami posiada istotne znaczenie, zarówno w kontekście jakości wody zbiornika jak i jego pojemności dyspozycyjnej. Znaczącym wsparciem dla opracowania tego rodzaju prognoz może być realizowane w środowisku Systemów Informacji Geograficznej modelowanie efektów erozji wodnej gleb w obszarze zlewni zbiornika. W artykule przedstawiono rezultaty kalibracji modelu RUSLE/SDR (*Revised Universal Soil Loss Equation / Sediment Delivery Ratio*) uzyskane w oparciu o wyniki pomiarów przeprowadzonych w czterech ciekach zasilających Zbiornik Dobczycki: Wolnicy, Trzemeńsiance, Brzezówce i Bulince.

W trakcie przeprowadzonych badań podjęto próby kalibracji modelu w oparciu o wyniki pomiarów ładunków zawiesin. Nie udało się uzyskać pozytywnych efektów kalibracji stosując te same parametry modelu dla wszystkich zlewni. Powodzeniem zakończyły się natomiast próby kalibracji w wariantach, w których nie uwzględniono wyników uzyskanych w zlewni Wolnicy. Spośród testowanych wariantów obliczeniowych najlepsze rezultaty dawało zastosowanie do obliczeń wskaźnika topograficznego wzorów McCool'a *et al.* (1987, 1989) przy użyciu do określenia sieci erozyjno-drenażowej algorytmu D8.

Uzyskane rezultaty kalibracji, pomimo iż nie w pełni satysfakcjonujące, pozwalają przypuszczać, że model RUSLE/SDR będzie mógł być wykorzystany do prognozowania zmian ładunków zawiesiny docierającej do zbiornika. Hipoteza ta poddana zostanie weryfikacji w trakcie dalszych badań, w oparciu o pomiary ładunków zawiesiny przeprowadzone w latach 2007/2008.

1. WPROWADZENIE

Występowanie w obrębie zlewni intensywnych procesów erozji wodnej gleb nie pozostaje bez wpływu na jakość wody w ciekach drenujących daną zlewnię. Negatywne skutki wywoływane w wodach powierzchniowych przez zwiększoną dostawę materiału glebowego przejawiają się przede wszystkim poprzez wzrost

transportowanych ładunków zawiesiny i materii organicznej. Z osadami pochodzącymi z erodowanych gleb trafiać mogą również do wód powierzchniowych znaczące ilości substancji biogenych (por. np. Sivertun i Prange, 2003). Jeśli wody z erodowanej zlewni zasilają zbiornik retencyjny, powodować to może zarówno zmniejszanie ich zdolności dyspozycyjnej, jak i eutrofizację.

Prognozowanie ilości osadów zatrzymywanych w zbiorniku stanowi jeden z istotnych elementów wspomagających zarządzanie rezerwuarem. Uzyskanie tego rodzaju prognozy jedynie w oparciu o pomiary „in situ” jest praktycznie niemożliwe. Jest to jedno z tych zagadnień, w których niezbędne staje się wykorzystanie modelowania przestrzennego, w tym przypadku modelowania zachodzących w zlewni procesów erozji wodnej gleb wraz z ich efektami w postaci dostawy wyerodowanego materiału do cieków wodnych.

Dokonując oceny zagrożenia erozyjnego mamy do dyspozycji całą gamę zróżnicowanych narzędzi – od prostych podejść wskaźnikowych po skomplikowane modele fizyczne. Niektóre z nich, jak na przykład szeroko stosowana w Polsce metoda oceny zaproponowana przez Józefaciuk i Józefaciuk (1992), umożliwiają jedynie uzyskanie oceny zagrożenia erozyjnego w aspekcie jakościowym (w postaci klasyfikacji stopnia zagrożenia). Przydatne w zastosowaniach związanych z rolnictwem, nie pozwalają jednak na oszacowanie dostawy erodowanego materiału.

W przypadku dużych zlewni (o powierzchni przekraczającej 50 km²) znajdują zastosowanie metody, w których dostawa materiału szacowana jest poprzez wykorzystanie zależności regresyjnych z wielkościami takimi jak powierzchnia zlewni, opad czy nachylenie terenu (por. np. Verstraeten *et al.*, 2003; de Vente *et al.*, 2005). Nie pozwalają one jednak na uzyskanie przestrzennego rozkładu nasilenia procesów erozyjnych w obrębie zlewni, co może być istotne w kontekście podejmowania ewentualnych działań zapobiegawczych.

Przestrzenny rozkład procesów erozji i depozycji może stanowić efekt modelowania przy użyciu zaawansowanych modeli fizycznych, takich jak WEPP (Laflen *et al.*, 1991), EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998) czy EROSION-3D (Schmidt *et al.*, 1997). Modele te pozwalają również na oszacowanie ilości materiału glebowego docierającego do rzek i zbiorników wodnych (por. np. Schmidt i Werner, 2000). Jednak ich duże wymagania w odniesieniu do danych wejściowych powodują, iż są one niezwykle trudne do zastosowania na większych obszarach.

Niewątpliwie najbardziej rozpowszechnionym w świecie i najczęściej stosowanym jest model USLE (*Universal Soil Loss Equation*, Wischmeier i Smith, 1978) i jego nowsza postać RUSLE (*Revised USLE*, Renard *et al.*, 1997). Model USLE powstał jako narzędzie oceny zagrożenia erozyjnego dla jednostajnie nachylonego stoku i pomimo modyfikacji, jakim poddawano go z czasem, jego zastosowanie do oceny ładunku zawiesiny dostarczanej w efekcie procesów erozyjnych do wód powierzchniowych jest obarczone pewnymi trudnościami. W obecnej postaci może być stosowany w skali zlewni, jednak wciąż z jego wykorzystaniem nie da się prognozować obszarów depozycji erodowanego materiału. Jednym z możliwych rozwiązań jest zastosowanie go jako narzędzia ilościowego oszacowania natężenia procesów erozyjnych w modelach wykorzystujących równocześnie podejście oparte na ocenie zdolności transportowania osadu. Tego rodzaju podejście zastosowano na przykład w modelach USPED (Mitasova *et al.*, 1998) i Watem/SEDEM (Van Rompaey *et al.*, 2001). Zwłaszcza ten ostatni

z powodzeniem stosowano do oceny ładunku osadów wprowadzanych wskutek procesów erozji do rzek i zbiorników wodnych (por. np. Van Rompaey *et al.*, 2001; Van Rompaey *et al.*, 2003).

Ocena dostawy ilości erodowanego materiału jest również możliwa na drodze zastosowania wraz z modelem (R)USLE tzw. współczynnika dostawy osadu (*Sediment Delivery Ratio*, SDR) (por. np. Krasa *et al.*, 2005; Bhattarai i Dutta, 2000). Współczynnik SDR definiowany jest jako stosunek ładunku zawiesiny w przekroju pomiarowym do sumy materiału glebowego wyerodowanego na obszarze zlewni powyżej tego przekroju.

2. CEL I OBSZAR BADAŃ

Zbiornik Dobczycki zajmuje fragment doliny rzeki Raby pomiędzy Myślenicami i Dobzycami. Brzegi zbiornika są w przewadze strome i urozmaiconym, nieregularnym kształcie linii brzegowej. Całkowita powierzchnia zlewni rzeki Raby do przekroju w Dobzycach wynosi około 768 km², zaś zlewnia własna zbiornika obejmuje obszar około 72 km². Oprócz rzeki Raby bezpośrednio do Zbiornika Dobczyckiego uchodzi szereg dopływów, z których największym jest prawobrzeżny potok Trzemeśnianka o zlewni 29.1 km².

Zlewnia górnej Raby charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem budowy geologicznej. Bogate jest również jej urzeźbienie wynikające ze znacznych deniwelacji, różnorodnych ekspozycji, zmiennej stoczystości, a także zmiennych czynników klimatycznych. W sposób istotny rzutuje to na stosunki hydrologiczne, które najlepiej obrazują zróżnicowanie w rocznych sumach opadów atmosferycznych (od 750 do ponad 1300 mm) oraz średnie roczne odpływy jednostkowe (od około 5.0 do nawet powyżej 30.0 dm³·sek⁻¹·km⁻²).

W latach 80. ubiegłego wieku prowadzono badania dotyczące rozpoznania zagrożeń wód powierzchniowych gromadzonych w zbiorniku retencyjnym w Dobzycach. Realizowano je głównie w ramach oceny relacji zachodzących między czynnikami antropogenicznymi a ilościowo - jakościowymi zasobami wód, w trzech kolejnych problemach badawczych, a to:

- Koncepcja użytkowania zlewni Raby z punktu widzenia ochrony wód przed zanieczyszczeniem (zlecenie Urzędu Miasta Krakowa, wykonawca IMUZ O/Kraków);
- Dopływ zanieczyszczeń rolniczych z bezpośredniej zlewni do zbiornika w Dobzycach (wykonawcy: IMUZ O/Kraków oraz Instytut Inżynierii i Gospodarki Wodnej PK);
- Opracowanie zależności pomiędzy rolnictwem i gospodarką wodną w górach w powiązaniu z melioracjami odwadniającymi (wykonawca IMUZ O/Kraków).

W obrębie tych problemów, wyróżniono szereg tematów i zadań szczegółowych. Wymienione problemy badawcze realizowano w dwóch etapach. Pierwszy obejmował górną część zlewni Raby po przekrój w Dobzycach, a drugi obszar bezpośredniej zlewni zbiornika retencyjnego. Etap pierwszy był realizowany w trakcie budowy zbiornika, drugi natomiast już po zakończeniu prac wykonawczych, tj. podczas i po napełnieniu zbiornika. Wielkości ładunków zawiesiny obliczone na podstawie pomiarów przeprowadzonych w latach 80. stanowiły dane referencyjne dla przedstawionej w

prezentowanej publikacji próby kalibracji modelu erozyjnego RUSLE/SDR dla obszaru bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego.

3. METODYKA

3.1. Badania jakości wód

Duże zróżnicowania wszystkich cech przestrzenno-użytkowych i przyrodniczych zlewni zadecydowały o wielokierunkowej identyfikacji zagrożeń środowiska wodnego. Przyjęta metodyka obejmowała prace terenowe, kartograficzne, laboratoryjne, obliczeniowe, w tym również statystyczne.

W pierwszym etapie badań na obszarze bezpośredniej zlewni zbiornika wyróżniono wszystkie zlewnie (56), bez względu na ich wielkość. Prowadzono na nich badania hydrologiczne i hydrochemiczne, z uwzględnieniem zróżnicowanych ich właściwości geologicznych, edaficznych oraz użytkowych. Efektem tych prac było wyodrębnienie grupy sześciu zlewni o wysokim wskaźniku reprezentatywności dla całego obszaru i jego poszczególnych części. Były to zlewnie: Brzezówki, Ratanicy, Dębniaka, Zakliczanki (A i B) oraz Wolnicy, na których skoncentrowano dalsze badania pluwiometryczne, hydrologiczne i hydrochemiczne. Pozostałe zlewnie kontrolowano niesystematycznie. W ten sposób oceniano również zasoby ilościowo-jakościowe wód Raby w poszczególnych przekrojach pomiarowych. Wyniki podsumowano na drodze aproksymacji badanych związków czynnikowych.

Pomiary hydrometeorologiczne prowadzono systematycznie za pomocą deszczomierzy Hellmana wg metod IMGW. Stany wód określano systematycznie na przelewach Thomsona rejestrując dane za pomocą limnigrafów oraz niesystematycznie przez obserwatora kontrolującego prawidłowość funkcjonowania tych urządzeń. Stany wód przeliczano na przepływy, a te z kolei na odpływy jednostkowe, co pozwalało na bezpośrednie porównanie między sobą relacji opad-odpływ każdej zlewni. Skład chemiczny wody - pobieranej w przekrojach pomiarowych przynajmniej jeden raz na miesiąc przy średnich przepływach – służył do oceny ilości wynoszonego ładunku rozpuszczonego w wodzie. Ze względu na specyfikę wynoszenia zawiesiny monitoring wód realizowano przy zróżnicowanych przepływach. Próbkę zawiesiny pobierano powyżej przelewów kontrolnych na odcinkach cieków o turbulentnym przepływie wody. W okresach przepływów niskich i średnich próbki pobierano trzy razy w tygodniu, a podczas wezbrań z większą częstotliwością (od 3 do 5 godzin). W fazie narastania fali wezbraniowej częstość poboru była dwukrotnie większa niż w fazie opadania fal. Dla fal narastających bowiem koncentracja zawiesiny jest wielokrotnie większa niż przy regresji fali. Kontrolowano także stany niżówkowe oznaczając przy tym również składniki jonowe rozpuszczone w wodzie, a to: Ca, Mg, Na, K, N-NH₄, N-NO₃, PO₄, Cl, SO₄, a także pH i utlenialność. Analizy wykonywano w laboratoriach OBiKŚ oraz IMUZ MOB w Krakowie. Próbkę materiału wodnego dostarczano do laboratoriów w czterech powtórzeniach o pojemności 1 dm³. Jedynie materiał wodny pobierany do specjalnych kanistrów w celu określenia ilości zawiesiny miał objętość 10-20 dm³ – określano go metodą Spurway'a, przesączając całą próbę przez specjalną bibułę filtracyjną (Mrozek 1992; Mrozek i Machnik 1998). Uzyskane ilościowe parametry zawiesiny, wyrażone wagowo w odniesieniu do jej suchej masy, stanowiły podstawę

do oceny rozmiarów tego zjawiska w konkretnym przekroju pomiarowym i konkretnym czasie, to jest chwili poboru próby.

Ostateczne wyniki dotyczące stężeń i ładunków zawiesiny określono na podstawie aproksymacji wyników pomiarowych. Dokonano tego za pomocą regresyjnej analizy wielofunkcyjnej, w której dobrano zależności funkcyjne o najwyższym istotnym poziomie korelacji. Analizę przeprowadzono indywidualnie dla każdego z przekrojów pomiarowych. W większości przypadków najwyższą istotność statystyczną uzyskało odwzorowanie za pomocą funkcji potęgowej w postaci $f(x) = bx^a$, gdzie poziom istotności α wynosił 0.10. Po wyznaczeniu parametrów funkcji potęgowej a i b , obliczono dobowe wartości stężeń oraz przepływów, które następnie przeliczono na wielkości ładunku. Ostatecznie zestawiono go w układzie sum miesięcznych i rocznych i wprowadzono do arkusza kalkulacyjnego w celu dalszej obróbki statystycznej (Kurek *et al.*, 1993; Pawlik-Dobrowolski *et al.*, 1993).

3.2. Model erozji

W przedstawianej pracy podjęto próbę kalibracji modelu erozyjnego RUSLE/SDR. Średni roczny ubytek gleby oszacowano na podstawie równania:

$$A = R K L S C P, \quad (1)$$

gdzie:

A – masa wyerodowanej gleby z jednostki powierzchni w ciągu roku [Mg/ha];

R – wskaźnik erozyjności deszczu i spływu dla danej lokalizacji [(MJ/ha)(mm/h)];

K – wskaźnik podatności gleby na erozję wodną [(Mg/ha)/(MJ/ha)(mm/h)];

LS – wskaźnik topograficzny (bezwymiarowy);

C – wskaźnik pokrywy roślinnej (bezwymiarowy);

P – wskaźnik zabiegów przeciwoerozyjnych (bezwymiarowy).

Wskaźnik erozyjności deszczu i spływu powierzchniowego R określono stosując indeks Fourniera w modyfikacji zaproponowanej przez Arnoldusa (1977):

$$R = \sum_{i=1}^{12} \frac{p_i^2}{P}, \quad (2)$$

gdzie:

p_i – suma opadów w i -tym miesiącu,

P – roczna suma opadów.

Do oszacowania wartości wskaźnika podatności erozyjnej gleby K zastosowano używaną w RUSLE formułę empiryczną (Renard *et al.*, 1997):

$$K = 0.0034 + 0.0405 \cdot \exp \left[-0.5 \left(\frac{\log D_g + 1.659}{0.7101} \right)^2 \right], \quad (3)$$

przy czym

$$D_g = \exp(0.01 \cdot \sum f_i \cdot \ln \frac{d_i + d_{i-1}}{2}), \quad (4)$$

gdzie, dla każdej frakcji granulometrycznej cząstek glebowych:

d_i – maksymalna średnica cząstek,

d_{i-1} – minimalna średnica cząstek,
 f – udział masowy.

Wartości wskaźnika pokrywy roślinnej C przypisano klasom wydzielonym na mapie pokrycia i użytkowania terenu w oparciu o dane literaturowe. W przypadku wskaźnika zabiegów przeciwerozyjnych P zastosowano dla całego obszaru jednolitą wartość – 1.0.

Do obliczenia wartości wskaźnika topograficznego LS użyto programu USLE2D (Desmet i Govers, 1996b). Wskaźnik topograficzny łączy w sobie wpływ długości stoku (L) i nachylenia (S). W programie USLE2D do obliczeń zamiast długości stoku stosowana jest jednostkowa powierzchnia zasilania (*unit upslope contributing area*) (Desmet i Govers, 1996a):

$$L_{(i,j)} = \frac{(A_{(i,j)} + D^2)^{m+1} - A_{(i,j)}^{m+1}}{x^m \cdot D^{m+2} \cdot (22.13)^m} \quad (5)$$

gdzie:

D – rozdzielczość rastra,

$A_{(i,j)}$ – jednostkowa powierzchnia zasilania na wejściu do komórki (i,j) ,

m – wykładnik wskaźnika długości stoku,

x – współczynnik korygujący długość drogi przepływu przez komórkę rastra, zależny od kierunku spływu i obliczany na podstawie ekspozycji.

Przyjęte rozwiązanie pozwala na dostosowanie modelu do urozmaiconej rzeźby terenu oraz uwzględnienie w nim wpływu koncentracji spływu (por. np. Desmet i Govers, 1996a; Mitasova et al., 1999).

Wartość wykładnika m różni się w zależności od zastosowanej metody obliczenia wskaźnika nachylenia stoku S . W przeprowadzonych badaniach wykorzystano następujące podejścia:

- Równania McCool'a *et al.* (1987, 1989):

$$S = 10.8 \sin(q) + 0.03 \quad \text{dla } q < 9\%, \quad (6)$$

$$S = 16.8 \sin(q) - 0.5 \quad \text{dla } q > 9\%. \quad (7)$$

$$(2) \quad m = \frac{\beta}{\beta + 1},$$

gdzie:

$$(3) \quad \beta = \frac{\sin q_{(i,j)} / 0.0896}{3 \cdot \sin^{0.8} q_{(i,j)} + 0.56}.$$

W przypadku przeważającej erozji powierzchniowej wartość β mnożona jest przez 0.5, natomiast w sytuacji przeważającej erozji żłobinowej - przez 2. W prezentowanych badaniach zastosowano wariant obliczeniowy dla przeważającej erozji międzyżłobinowej.

- Równanie zaproponowane przez Goversa (1991) dla erozji żłobinowej:

$$S = \left(\frac{\tan q}{0.09} \right)^{1.45} \quad (8)$$

W tym przypadku stosowana jest stała wartość współczynnika m wynosząca 0.755.

- Formułę Nearinga (1997):

$$S = -1,5 + \frac{17}{(1 + e^{(2,3-6,1 \cdot \sin q)})} \quad (9)$$

Współczynnik m jest w tym przypadku określany według równania Wischmeiera i Smitha (1978) lub McCool'a *et al.* (1987, 1989) w wersji podstawowej (równowaga procesów erozji żłobinowej i powierzchniowej). W przeprowadzonych obliczeniach wykorzystano to drugie rozwiązanie.

Wartość wskaźnika LS określanego dla poszczególnych komórek rastra wykazywać będzie różnice nie tylko w zależności od przyjętych sposobów określania wartości S oraz m , lecz również od zastosowanego algorytmu obliczania jednostkowej powierzchni spływu, a właściwie od algorytmu generującego na podstawie Numerycznego Modelu Rzeźby Terenu sieć erozyjno-drenażową (por. Drzewiecki i Mularz, 2001).

W używanym oprogramowaniu zaimplementowano trzy tego rodzaju algorytmy:

- algorytm D8, w którym całość spływu powierzchniowego z rozważanej komórki rastra kierowana jest do pojedynczej położonej niżej komórki zgodnie z kierunkiem największego spadku;
- algorytm Desmeta i Goversa (1996b) (*flux decomposition algorithm*), w którym może następować podział całości spływu pomiędzy dwie sąsiednie położone niżej komórki;
- dokonujący podziały spływu pomiędzy wszystkie niżej położone komórki algorytm zaproponowany przez Quinna *et al.* (1991).

Próby kalibracji przeprowadzone zostały dla kombinacji poszczególnych algorytmów generowania sieci erozyjno-drenażowej i metod obliczania wskaźnika stoku.

3.3. Współczynnik dostawy osadu (SDR)

Wykorzystywane do określenia wartości współczynnika dostawy osadu formuły empiryczne bazują zwykle na zmiennych takich jak wielkość zlewni, nachylenie czy pokrycie terenu (Bhattarai i Dutta, 2007). Verstraeten (2006) zauważa, że w wielu badaniach wykorzystywano model eksponentyjny, który można przedstawić w ogólnej postaci jako:

$$SDR = \exp(-\lambda l), \quad (10)$$

gdzie:

l = odległość, jaką przemierza cząstka gleby;

λ = parametr proporcjonalny do rozmiaru cząstki glebowej.

Podobną postać modelu prezentują również Bhattarai i Dutta (2007):

$$SDR = \exp(-\mathcal{N}_i), \quad (11)$$

gdzie:

t_i = czas trwania spływu powierzchniowego od i -tej komórki rastra do najbliższej komórki należącej do odbiornika (cieku, zbiornika).

Autorzy ci stosują dla określenia wartości SDR modelowanie rozproszone, uzyskując oszacowanie wartości t_i na drodze sumowania czasu, w jakim spływ powierzchniowy przemierza poszczególne komórki rastra położone wzdłuż linii spływu. Czas przepływu przez pojedynczą komórkę obliczany jest jako iloraz długości linii spływu wewnątrz tej komórki i prędkości spływu, stanowiącej funkcję użytkowania i nachylenia terenu:

$$v = aS^{0.5}, \quad (12)$$

gdzie:

S = spadek w procentach;

a = współczynnik uzależniony od użytkowania terenu.

Analogiczny sposób określenia czasu trwania spływu powierzchniowego stosują również Ferro i Minacapilli (1995):

$$t = \frac{l}{S^{0.5}} \quad (13)$$

W prezentowanych badaniach do oszacowania wartości współczynnika dostawy osadu zastosowano równania (13) i (15). Dokonano określenia wartości współczynnika SDR dla poszczególnych komórek rastra, stosując w tym celu długość linii spływu z rozważanej komórki do najbliższego odbiornika i średnią wartość nachylenia w zlewni elementarnej. Długość linii spływu wody po terenie uzyskano na drodze modelowania przy użyciu algorytmu D-inf (Mitasova i Hofierka, 1993) zaimplementowanego w procedurze *r.flow* systemu GRASS. W algorytmie tym drogi spływu wody z poszczególnych komórek rastra modelowane są w postaci wektorów o przebiegu uzależnionym od ekspozycji terenu, co pozwala na przewyżczenie ograniczeń wynikających z rastrowej struktury danych.

Całkowita ilość materiału glebowego docierającego do przekroju pomiarowego obliczona została jako suma iloczynów szacowanej erozji i wartości współczynnika dostawy osadu we wszystkich komórkach rastra należących do rozważanej zlewni:

$$SY = \sum_{i=1}^n SDR \cdot A, \quad (14)$$

gdzie:

SY = ładunek osadu;

n = całkowita liczba komórek rastra należących do rozważanej zlewni;

SDR = wartość współczynnika dostawy osadu dla pojedynczej komórki;

A = masa gleby wyerodowanej z pojedynczej komórki.

Przyjęte postępowanie zakłada, iż osad wprowadzony do odbiornika dociera w całości do przekroju pomiarowego.

3.4. Kalibracja modelu

Kalibracja przedstawionego powyżej modelu obliczeniowego polega na określeniu wartości parametru γ z równania (13). Przeprowadzona została ona w oparciu o ładunki osadów określone na podstawie pomiarów przeprowadzonych w każdej z modelowanych zlewni.

Ocena kalibracji przeprowadzona została z wykorzystaniem trzech miar: wydajności modelu (*model efficiency*, ME) (Nash i Sutcliffe, 1970) (wzór 17), względnego błędu średniokwadratowego (RRMSE) (wzór 18) oraz błędu względnego (RE) (wzór 19). Wydajność modelu (ME) traktowana być może jako miara określająca jaka część zmienności obserwowanej w danych pomiarowych znajduje wyjaśnienie w zastosowanym modelu (por. Verstraeten, 2006). Im jej wartość bliższa jest jedności, w tym większym stopniu model pozwala na predykcję wartości obserwowanych. Ujemne wartości oznaczają, iż zastosowany model nie pozwala na taką predykcję.

$$ME = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - P_{mean})^2} \quad (15)$$

gdzie:

n = liczba obserwacji (pomiarów);

O_i = wartość obserwowana (pomierzona);

O_{mean} = średnia z wartości obserwowanych;

P_i = wartość modelowana.

$$RRMSE = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n O_i} \quad (16)$$

$$RE = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - \sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (17)$$

4. WYKORZYSTANE DANE I UZYSKANE WYNIKI

W badaniach wykorzystano wyniki pomiarów zawiesiny uzyskane w latach 80. XX. wieku dla zlewni cieków stanowiących bezpośrednie dopływy

Zbiornika Dobczyckiego (Tabela 3). Modelowanie przeprowadzono w oparciu o dane w formacie rastrowym o rozdzielczości przestrzennej wynoszącej 30 metrów.

Wartość wskaźnika K określono na podstawie mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25000, pozyskanej z IUNG w Puławach. Wartości D_g i K oszacowano na podstawie średnich zawartości frakcji piaszczystej, gliniastej i części spławialnych dla gatunków gleb przypisanych poszczególnym konturom glebowym. Obliczone wartości współczynnika K wahały się w granicach pomiędzy $0.0146 \text{ t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}$ a $0.0421 \text{ t}\cdot\text{h}\cdot\text{MJ}^{-1}$ (por. Mularz i Drzewiecki, 2007).

Wartości współczynnika C przypisano kategoriom występującym na mapie pokrycia i użytkowania terenu w sposób następujący: grunty orne – 0.2, łąki i pastwiska – 0.015, lasy – 0.002 oraz tereny zabudowane – 0.0. Mapę pokrycia i użytkowania terenu utworzono na drodze klasyfikacji nienadzorowanej obrazu satelitarnego Landsat TM zarejestrowanego w roku 1985 (Drzewiecki i Mularz, 2008).

Wartości wskaźnika topograficznego LS uzyskano w oparciu o Numeryczny Model Terenu DTED L2, według metodyki opisanej w punkcie 3.2. W efekcie, w zależności od zastosowanej kombinacji algorytmu określania sieci erozyjno-drenażowej i formuły obliczeniowej, otrzymano dziewięć wariantów mapy wskaźnika LS .

W przeprowadzonym modelowaniu założono dla wszystkich zlewni jednakową wartość współczynnika erozyjności opadu R . Wartości te dla poszczególnych lat oszacowano według równania (2) w oparciu o miesięczne sumy opadów zarejestrowane na stacji meteorologicznej w Dobczycach (rok 1982 – $494 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, rok 1983 – $685 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, rok 1984 – $752 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Wartość obliczona w oparciu o sumy średniomiesięczne dla lat 1982-1984 wyniosła $644 \text{ MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$.

Drzewiecki i Mularz (2008) przedstawiają wyniki kalibracji modelu RUSLE/SDR dla omawianych zlewni w oparciu o dane pomiarowe dla roku 1984¹. Próba kalibracji przy użyciu wartości średniorocznych dla lat 1982-84 nie dała pozytywnych rezultatów. W ramach obecnych badań podjęto próbę kalibracji w oparciu o wartości ładunków zawiesin określone dla poszczególnych zlewni w każdym z trzech rozważanych lat. Modelowanie powtarzano dla poszczególnych lat zmieniając odpowiednio wartość współczynnika R . Próby kalibracji przeprowadzono przy użyciu każdej z dziewięciu wygenerowanych map wskaźnika LS . Podobnie jak w przypadku wcześniejszej kalibracji przy użyciu wartości średnich nie uzyskano jednak pozytywnego rezultatu (ujemne wartości ME).

Analizując wielkości ładunków zawiesiny określone dla modelowanych zlewni w poszczególnych latach zauważono, iż zlewnia Wolnicy zdecydowanie różni się od pozostałych. Ładunki zawiesin określane dla tej zlewni w latach 1982-84 wykazują wysokie zróżnicowanie wartości i charakteryzują się bardzo silną tendencją spadkową (por. Tabela 4). Pozostaje ona w sprzeczności z rosnącymi w poszczególnych latach wartościami wskaźnika erozyjności opadu. W tej sytuacji zdecydowano się na powtórzenie kalibracji modelu dla lat 1982-84 bez uwzględniania zlewni Wolnicy. Wyniki (wartości parametru γ , dla których otrzymano najwyższe wartości ME) uzyskane z wykorzystaniem poszczególnych map wskaźnika LS przedstawiają Tabela 1 i Tabela 2.

¹ Długość linii spływu wody po terenie szacowano w tym przypadku z wykorzystaniem algorytmu D8.

Tabela 1. Wyniki kalibracji w oparciu o ładunki pomierzone w poszczególnych latach

Metoda	γ	ME	RRMSE	RE
D8-M	0.044	0.74	0.37	0.11
D8-G	0.081	0.64	0.43	0.22
D8-N	0.053	0.69	0.40	0.06
FD-M	0.051	0.70	0.40	0.00
FD-G	0.093	0.63	0.44	0.06
FD-N	0.061	0.68	0.41	0.14
Q-M	0.052	0.69	0.40	0.09
Q-G	0.091	0.64	0.44	0.10
Q-N	0.062	0.67	0.42	0.19

Oznaczenia algorytmów generujących sływ powierzchniowy: D8 – algorytm największego spadku (D8), FD – algorytm Desmeta i Goversa (*flux decomposition*), Q – algorytm Quina *et al.*. Oznaczenia formuł obliczeniowych dla wskaźnika topograficznego (LS): M – McCool, G – Govers, N – Nearing.

Tabela 2. Wyniki kalibracji w oparciu o średnie roczne ładunki zawiesiny w latach 1982-1984

Metoda	γ	ME	RRMSE	RE
D8-M	0.040	0.90	0.22	0.05
D8-G	0.081	0.79	0.33	0.22
D8-N	0.053	0.87	0.26	0.06
FD-M	0.051	0.88	0.25	0.00
FD-G	0.093	0.80	0.34	0.01
FD-N	0.060	0.84	0.29	0.13
Q-M	0.052	0.85	0.28	0.09
Q-G	0.091	0.81	0.31	0.10
Q-N	0.061	0.83	0.30	0.15

Tabela 3. Ładunki zawiesin (Mg/rok) pomierzone i otrzymane w wyniku modelowania (metoda D8-M)

Zlewnia	Pomiar				Modelowanie			
	1982	1983	1984	średnia	1982	1983	1984	średnia
Wolnica	60.2	19.0	4.6	27.9	-	-	-	-
Trzemeśnianka	18.5	16.1	15.2	16.6	12.2	16.9	18.6	17.3
Bulinka	2.4	2.2	2.3	2.3	2.5	3.5	3.9	3.4
Brzezówka	6.2	6.0	6.3	6.2	2.3	3.2	3.5	3.2

5. DYSKUSJA I PODSUMOWANIE

W trakcie przeprowadzonych badań stwierdzono, iż skalibrowanie modelu RUSLE/SDR w oparciu o wartości ładunków zawiesin obserwowane we wszystkich czterech modelowanych zlewniach nie jest możliwe. Podjęte próby, zarówno dla wartości średnich jak i w oparciu o wszystkie wartości roczne obserwowane w latach 1982-84, zakończyły się niepowodzeniem.

Znacznie lepsze rezultaty osiągnięto pomijając w procesie kalibracji zlewnię Wolnicy. W wariancie tym uzyskano powodzenie zarówno w oparciu o roczne jak i średnioroczne wartości ładunków zawiesin określone dla pozostałych modelowanych zlewni. W obu przypadkach najlepsze rezultaty uzyskano stosując do obliczenia wskaźnika topograficznego wzory McCool'a *et al.* (1987, 1989), a do określenia sieci erozyjno-drenażowej wykorzystując algorytm D8. Należy jednak zauważyć, iż formuły McCool'a *et al.* umożliwiały osiągnięcie najlepszych parametrów kalibracji również dla pozostałych algorytmów generowania spływu powierzchniowego, a najgorsze wyniki dawało zastosowanie równania Goversa. Prowadzić to może do wniosku, iż w modelowanych zlewniach przeważają procesy erozji powierzchniowej.

Pomimo stosunkowo wysokich wartości parametru ME uzyskanych rezultatów kalibracji nie można jednak uznać za w pełni zadowalające. Stwierdzenie to dotyczy zwłaszcza zlewni Brzezówki, gdzie modelowane wartości ładunków zawiesin stanowią jedynie ok. 50% wartości obserwowanych. Należy również zauważyć, iż w przypadku zlewni Trzemeśnianki ładunki zawiesiny obserwowane w poszczególnych latach ulegały zmniejszeniu, co nie znajduje swego odzwierciedlenia w wynikach modelowania. Jedną z możliwych przyczyn może w tym przypadku stanowić fakt wykorzystania w modelowaniu jednej dla całego obszaru wartości współczynnika erozyjności opadu, uzyskanej w oparciu o wyniki pomiarów opadu na stacji w Dobczycach. Podejście takie stanowić może zbyt uproszczenie, podobnie jak założenie jednolitego charakteru procesów erozyjnych i transportu osadu w modelowanych zlewniach.

Pomimo przedstawionych problemów i niedoskonałości uzyskane rezultaty uznać należy za obiecujące. W dalszych badaniach przewiduje się próbę ich polepszenia poprzez wykorzystanie rozkładu przestrzennego wskaźnika R uzyskanego na podstawie interpolacji wyników pomiarów z punktów otaczających modelowane zlewnie. W przyszłych badaniach podjęte zostaną również próby kalibracji modelu RUSLE/SDR dla każdej z poszczególnych zlewni oddzielnie. Przewiduje się również dokonanie kalibracji innych modeli erozyjnych (USPED i Watem/SEDEM) oraz weryfikację wyników kalibracji w oparciu o pomiary wykonane w ramach prowadzonego projektu badawczego. Powinno to umożliwić wytypowanie optymalnego podejścia dla celów prognozowania zmian ładunków zawiesiny docierającej do zbiornika, zachodzących wskutek zmian użytkowania terenu zlewni.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2009 jako projekt badawczy „Modelowanie wpływu zmian użytkowania na wielkość ładunku osadów potencjalnie akumulowanych w zbiornikach retencyjnych z wykorzystaniem wieloczasowych wielospektralnych danych teledetekcyjnych i systemów informacji geograficznej” (N520 021 31/2970)

6. LITERATURA

- Arnoldus H.M.J., 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco [w:] *Assessing Soil Degradation*. FAO Soils Bulletin 34, Rome
- Bhattarai, R., Dutta, D., 2007. Estimation of Soil Erosion and Sediment Yield Using GIS at Catchment Scale. *Water Resour Manage*, 21, 1635-1647.
- Desmet P.J., Govers G., 1996a. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51 (5), 427-433.
- Desmet P. J., Govers G., 1996b. Comparison of routing algorithm for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10, 311-331.
- De Vente, J., Poesen J., Verstraeten G., 2005. The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. *Journal of Hydrology*, 305, 63-86.
- Drzewiecki W., Mularz S., 2001. Modelowanie erozji wodnej gleb z wykorzystaniem GIS. *Materiały Konferencji Naukowej nt. „Nowoczesne technologie w geodezji i inżynierii środowiska”*, 22 września 2001, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie.
- Drzewiecki W. Mularz S., 2008. Simulation of water soil erosion effects on sediment delivery to Dobczyce Reservoir. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Vol. XXXVII, Part B8, Beijing*, 787-793.
- Ferro, V., Minacapilli M., 1995. Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrol Sci J*, 42, 703-717.
- Govers, G., 1991. Rill erosion on arable land in Central Belgium: rates, controls and predictability. *Catena*, 18, 133-155.
- Józefaciuk, A., Józefaciuk, Cz., 1992. Zagrożenie erozją wodną w Polsce. *Pamiętnik Puławski*, 101 supl., 23-50.
- Krasa, J., Dostal, T., Van Rompaey, A., Vaska, J., Vrana, K., 2005. Reservoirs' siltation measurements and sediment transport assessment in the Czech Republic, the Vrchlice catchment study. *Catena*, 64, 348-362.
- Kurek S., Pawlik-Dobrowolski J., Twardy S., 1993. Ocena zagrożeń jakości wód zbiornika retencyjnego w Dobczycach ze strony rolnictwa oraz sposoby ich ograniczania. [w:] *Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach*, Politechnika Krakowska, Monografia 145, 253-271.
- Laflen, J. M., Lane, L. J., Foster, G. R., 1991. The water erosion prediction project - a new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46, 34-38.
- McCool, D.K., Brown, L. C., Foster G. R., Mutchler, C.K., Meyer, L.D., 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of ASAE*, 30, 1387-1396.
- McCool D.K., Foster G.R., Mutchler C.K., Meyer L.D., 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of ASAE*, 32, 1571-1576.

- Mitasova H., Hofierka J., 1993. Interpolation by regularized spline with tension : I. Theory and implementation. *Mathematical Geology*, 25, 641-655.
- Mitasova H., Mitas L., Brown W.M., Johnston D.M., 1998. *Multidimensional soil erosion/deposition modeling and visualization using GIS*. Final report for USA CERL. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL.
- Mitasova H., Mitas L., Brown W.M., Johnston D.M., 1999. *Terrain modeling and Soil erosion simulations for Fort Hood and Fort Polk test areas*. Annual report for USA CERL. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL
- Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Posen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczeń, M.E., 1998. The European soil erosion model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 527-544.
- Mrozek T., 1992. Transport zawiesiny w zlewni rolniczej (Dębnik) i leśnej (Ratanica). *Zeszyty Nauk. AR w Krakowie*, z. 260, 229-239.
- Mrozek T., Machnik A., 1998. Jakość wód powierzchniowych w zlewniach o różnym użytkowaniu ziemi na przykładzie zlewni rolniczej (Dębnika) i leśnej (Ratanicy). *Wiad. IMUZ*, t. XIX. z. 4, 23-44.
- Mularz S., Drzewiecki W., 2007. Ocena zagrożenia gleb erozją wodną w rejonie Zbiornika Dobczyckiego w oparciu o wyniki numerycznego modelowania. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*, Vol. 17b, 535-548.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- Nearing, M. A., 1997. A Single, Continuous Function for Slope Steepness Influence on Soil Loss. *Soil Sci Soc Am J*, 61, 917-919.
- Pawlik-Dobrowolski J., Domagała R., Mrozek T., 1993. Dynamika składu chemicznego wód w bezpośrednich dopływach zbiornika retencyjnego w Dobczycach. [w:] *Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach*, Politechnika Krakowska, Monografia 145, s. 195-214.
- Quinn, P.F., Beven, K.J., Chevallier, P., Planchon, O., 1991. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 5, 59-79.
- Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A., McCool D. K., Yoder D. C., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703.
- Schmidt, J., Werner, M.v., 2000. Modeling Sediment and Heavy Metal Yields of Drinking Water Reservoirs in the Osterzgebirge Region in Saxony (Germany). [in:] Schmidt J., (Ed.): *Soil Erosion – Application of Physically Based Models*. Berlin, Heidelberg, New York.
- Schmidt, J., Werner, M.v., Michael, A., Schmidt, W., 1997. *EROSION 2D/3D – Ein Computermmodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser*. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Sivertun A., Prange L., 2003. Non-point source critical area analysis in the Gisselö watershed using GIS. *Environmental Modeling and Software*, 18, 887-898.
- Van Rompaey, A., Vestraeten, G., Van Oost, K., Govers G., Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and landforms*, 26, 1221-1236.

Van Rompaey, A., Krasa, J., Dostal, T., Govers, G., 2003. Modeling sediment supply to rivers and reservoirs in Eastern Europe during and after the collectivisation period. *Hydrobiologia*, 494, 169-176.

Vestraeten, G., 2006. Regionale scale modelling of hillslope sediment delivery with SRTM elevation data, *Geomorphology*, 81, 128-140.

Vestraeten, G., Poesen, J., de Vente J., Koninckx, X., 2003. Sediment yield variability in Spain: a quantitative and semi-quantitative analysis using reservoir sedimentation rates. *Geomorphology*, 50, 327-348.

Wischmeier W. H., Smith D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning*. USDA Handbook 537, Washington, D. C.

CALIBRATION OF RUSLE/SDR MODEL FOR ESTIMATION OF SUSPENDED MATTER LOAD SUPPLIED TO THE DOBCZYCE RESERVOIR FROM ITS IMMEDIATE CATCHMENT

KEY WORDS: soil erosion, spatial modelling, water quality, GIS, RUSLE, SDR

Summary

Synoptic information on suspended matter supply to reservoirs is important because of a potential storage capacity reduction and water contamination. Such prediction is difficult to obtain from in situ measurement only. The suspended matter load can be estimated by modelling water soil erosion effect in GIS environment, using Digital Elevation Model, climate data, soil type parameters, and land-use/land-cover data obtained from remote sensing multitemporal imageries. To predict sediment yields from watersheds, a calibrated model is needed. The paper presents a study on the Dobczyce Reservoir in southern Poland. In the 1980s, detailed measurements of sediment yields in rovers of the Reservoir's immediate catchment were taken. We tried to calibrate the RUSLE/SDR (Revised Universal Soil Loss Equation / Sediment Delivery Ratio) erosion model to predict sediment loads. Different topographical factor equations and runoff routing algorithms were tested.

The RUSLE/SDR model calibration was based on sediment loads measured in four streams (Wolnica, Trzemeśnianka, Brzezówka, Bulinka) during three years (1982-84). First, we tried to use one model for all four catchments modelled. The calibration attempts were based on the yearly sediment loads and on average sediment yields for 1982-1984, measured in every catchment. Both attempts failed.

Successful calibration was achieved in both approaches when the Wolnica catchment was excluded. Sediment yields measured in the remaining three catchments showed little year-to-year variation. In the Wolnica catchment, the sediment yield in 1982 was thirteen times greater than that in 1984. The differences in the measured sediment yields occurred mainly in winter months. The Wolnica catchment differs from the remaining ones in its location: it is located on the south slopes (at the north side of the existing reservoir). This can bring about differences in climatic conditions. It is possible that the calculated rainfall erosivity factor used was not appropriate for that watershed. The best result was obtained with the use of D8 runoff routing algorithm and the LS-equations proposed by McCool et al. (1987, 1989).

The results obtained show the potential of this simple approach in prediction of sediment supply to the Dobczyce Reservoir from its immediate catchment. An improved version of the model (with rainfall erosivity factor calculated in a different way or with different parameter values for different catchments) will be tested in the future along with other soil erosion models capable of prediction sediment yields. These models will be validated based on measurements taken last year.

dr inż. Wojciech Drzewiecki
e-mail: drzewiec@agh.edu.pl
tel. 12 617 2302

dr hab. inż. Stanisław Mularz, prof. n. AGH
e-mail: mularz@agh.edu.pl
tel. 12 617 2288, fax: 12 617 3993

prof. dr hab. Stanisław Twardy,
dr inż. Marek Kopacz
e-mail: imuzkrak@kki.pl
tel./fax: 12 412 84 59