

## REDUCTIEPLAN 2004

Reductie van sedimentaanvoer naar waterlopen vanuit landelijke gebieden: begroting en evaluatie van controlematregelen

**Koen Verbist<sup>1</sup>, Wouter Schiettecatte<sup>1</sup>, Prof. Donald Gabriels<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne, UGent

**Katleen Gillijns<sup>2</sup>, Prof. Gert Verstraeten<sup>2</sup>, Dr. Kristof Van Oost<sup>2</sup>,  
Prof. Anton Van Rompaey<sup>2</sup>, Prof. Gerard Govers<sup>2</sup>, Prof. Jean Poesen<sup>2</sup>,  
Prof. Etienne Van Hecke<sup>3</sup>**

<sup>2</sup>Afdeling Fysische en Regionale Geografie, K.U.Leuven

<sup>3</sup>Afdeling Sociale en Economische Geografie, K.U.Leuven

Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Water

# INHOUDSOPGAVE

## 1 HOOFDSTUK 1: GEBRUIKTE MODELLEN

1

<b>1.1</b>	<b>WaTEM/SEDEM</b>	<b>1</b>
	Neerslagerosiviteit of R-factor	1
	Bodemosiegevoeligheid of K-factor	1
	Topografische factor of LS-factor	1
	Gewas- en bedrijfsvoeringfactor of C-factor	2
	Bodembeheer of P-factor	2
	Sedimentexport	2
<b>1.2</b>	<b>Het Sediment Transport Model</b>	<b>3</b>
1.2.1	Inleiding	3
1.2.2	Modelonderdelen	3
1.2.2.1	Inleiding	3
1.2.2.2	Pedotransferfuncties	4
1.2.2.3	Het Green & Ampt infiltratiemodel	6
1.2.2.4	De afstroming in plaats en tijd	7
1.2.2.5	De Manning ruwheidscoëfficiënt	10
1.2.2.6	Het bodemtransportmodel	11
1.2.2.7	Riviererosie	14
1.2.2.8	Grasbufferstroken	14
1.2.3	Modelkalibratie	18
1.2.4	Modelvalidatie	22

## 2 HOOFDSTUK 2: SCENARIO-ANALYSE

23

<b>2.1</b>	<b>Vlaanderen</b>	<b>23</b>
<b>2.2</b>	<b>Stroomgebiedsniveau</b>	<b>26</b>
2.2.1	Situering en kenmerken van de stroombekkens	26
2.2.2	Modelberekeningen met WaTEM/SEDEM	27
2.2.3	Modelberekeningen met STM-3D	39
2.2.3.1	Inleiding	39
2.2.3.2	Simulatie 1: geen erosiebestrijdingsmaatregelen	39
2.2.3.3	Simulatie 2: grasbufferstroken langs de oeverzones	40
2.2.3.4	Simulatie 3: grasbufferstroken op de 10% meest erosiegevoelige percelen	41
2.2.3.5	Simulatie 4: grasbufferstroken op de 20% meest erosiegevoelige percelen	43
2.2.3.6	Simulatie 5: omzetting van akkerlanden in grasland	44
2.2.3.7	Simulatie 6: toepassing van mulching tijdens de winterperiode	45
2.2.3.8	Conclusie	46
2.2.4	Vergelijking van de resultaten van de twee modellen	47

## 3 BESLUIT

## 4 REFERENTIES

## 5 BIJLAGE

# 1 HOOFDSTUK 1: GEBRUIKTE MODELLEN

Om het bodemverlies door watererosie te begroten, wordt er in het reductieplan gebruik gemaakt van twee verschillende modellen: het WaTEM/SEDEM model (K.U.Leuven) werkt met lange termijn gemiddelden, terwijl het STM-3D model (UGent) simulaties uitvoert op basis van individuele regenbuien. Vervolgens worden beide modellen toegelicht.

## 1.1 WaTEM/SEDEM

Het WaTEM/SEDEM model (Verstraeten e.a., 2002) werd ontwikkeld aan het Laboratorium voor Experimentele Geomorfologie (K.U.Leuven) en is een aangepaste versie van WaTEM (Water and Tillage Erosion Model; Van Oost e.a., 2000) en SEDEM (Sediment Delivery Model; Van Rompaey e.a., 2001). Met het model kan het gemiddeld jaarlijks bodemverlies door afstromend water berekend worden voor elke plaats in het landschap. Dit gebeurt aan de hand van een aangepaste versie van de universele bodemverliesvergelijking (RUSLE):

$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$  met

A: het gemiddeld jaarlijks bodemverlies door intergeul- en geulerosie (ton/ha.jaar)

R: de neerslagerosiviteit (MJ.mm/ha.jaar)

K: de bodemerosiegevoeligheidsfactor (ton.h/MJ.mm)

LS: de topografische factor (dimensieloos)

C: de gewas- en bedrijfsvoeringfactor (dimensieloos)

P: de bodembeheersfactor (dimensieloos)

Om een idee te hebben van de hoeveelheid sediment die naar waterlopen en dorpskernen wordt afgevoerd, moet rekening gehouden worden met de sedimentafzettingen in het landschap. Hiertoe werd aan het bodemverliesmodel een transportcomponent toegevoerd.

De verschillende factoren en invoergegevens van het WaTEM/SEDEM model werden uitvoering beschreven in het rapport 'Integraal land- en waterbeheer in landelijke gebieden met het oog op het beperken van bodemverlies en modderoverlast – proefproject gemeente Gingelom' (Verstraeten e.a., 2001). De invoergegevens worden vervolgens beknopt toegelicht.

### Neerslagerosiviteit of R-factor

In het model wordt er gewerkt met een jaarlijkse erosiviteit van de neerslag en de afvoer van 700 MJ.mm/ha.jaar. Dit is een lange termijnwaarde.

### Bodemerosiegevoeligheid of K-factor

Verschiede factoren, waaronder de textuur, het vochtgehalte en het organisch materiaalgehalte bepalen de erosiegevoeligheid van een bodem. Voor Vlaanderen werd, wegens het ontbreken van voldoende informatie, bij de schatting van de K-factor alleen gebruikt gemaakt van de textuur van de bodem, die afgeleid werd van de digitale bodemkaart (OC-GIS Vlaanderen). Van Rompaey e.a. (2000) berekenden op basis van de formule van Declercq en Poesen (1991) de K-waarden van de verschillende bodemtextuurklassen in Vlaanderen.

### Topografische factor of LS-factor

De LS-factor wordt berekend op basis van de lokale helling (%) en de oppervlakte van het toestroomgebied (ha). Beide parameters worden afgeleid van een DTM. Bij de modelberekeningen voor heel Vlaanderen werd er gebruik gemaakt van het DTM, niveau 2 (beschikbaar bij OC-GIS Vlaanderen). Vermits dit DTM de lokale topografie niet bijzonder goed weergeeft, kan de gemodelleerde afvoer verschillen van de werkelijke afvoer en is het bijgevolg niet aan te raden om op basis van dat DTM, het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen in kleine stroombekkens te begroten (Verstraeten e.a., 2001). Daarom werd voor de modelberekeningen in het Teraertbekken, in het bekken van de Maarkebeek en in de 3 stroomgebieden van Gingelom een gedetailleerder DTM gemaakt door de hoogtelijnen op 1:10000 kaarten (hoogtelijneninterval van 2.5 m) te digitaliseren en

om te zetten in een rasterkaart met een resolutie van 20m X 20m. De omzetting van een hoogtelijnenkaart naar een rasterkaart gebeurde voor het Tersaertbekken en het Gingelombekken op basis van een TIN (triangulated irregular network) in Idrisi en voor het stroombekken van de Maarkebeek op basis van de module INTERPOL in Idrisi.

Om de LS-factor te berekenen, wordt er ook rekening gehouden met de landschapsstructuur. Zo wordt er vanuit gegaan dat het water slechts op één plaats, namelijk het laagste punt, over de perceelsrand stroomt. Op die manier wordt er gesimuleerd dat het regenwater in een ploegvoor afstroomt tot het laagste punt van de akker bereikt. Takken e.a. (2001) toonden immers aan dat het water vaak niet afstroomt volgens de topografie maar dat de richting van bodembewerking bepalend is. Om de landschapsstructuur in rekening te brengen, heeft het model een percelenkaart nodig. Vermits de C-factorkaart opgesteld werd op basis van de percelen van 2000, werd er gewerkt met de percelenkaart van 2000.

#### **Gewas- en bedrijfsvoeringfactor of C-factor**

De C-factor is een dimensieloze parameter die de invloed van de bodembedekking op het bodemverlies weergeeft. De C-factor varieert van 0 (bodem is goed beschermd – geen bodemverlies) tot 1 (bodem is slecht beschermd – wel bodemverlies). Voor bos en weiland is de C-factor vrij laag en vrijwel constant gedurende het jaar. Op akkerland daarentegen verandert de bodembescherming en dus ook de C-factor doorheen het jaar. Aan de UGent werd een model opgesteld waarmee de C-factoren voor elk perceel in Vlaanderen berekend kunnen worden, indien de gewasrotatie gekend is (Verbist e.a., 2004). De C-kaart die bij de modelberekeningen gebruikt wordt, werd berekend op basis van de gewasgegevens van 1998, 1999 en 2000.

#### **Bodembeheer of P-factor**

De P-factor is een dimensieloze factor die het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen op het bodemverlies weergeeft. Bij de modelberekeningen met WaTEM/SEDEM wordt de P-factor niet in rekening gebracht.

#### **Sedimentexport**

Om de sedimentafzettingen in het landschap te kunnen voorspellen, werd er aan het model een transportcomponent toegevoegd. Bij het vastleggen van de weg die het sediment volgt, wordt er ook rekening gehouden met de landschapsstructuur. Bovendien kan er ook in het model worden opgegeven hoeveel % van elke pixel bijdraagt aan de afvoer in vergelijking met de referentiebasis. Voor bos en weiland werd dit gelijkgesteld aan 25%, wat wil zeggen dat er vier keer minder afvoer optreedt vanuit bos en weide.

## 1.2 Het Sediment Transport Model

### 1.2.1 Inleiding

Het erosieproces wordt gekenmerkt door een combinatie van processen, die bodemdeeltjes losmaken, transporteren en weer afzetten. In empirische modellen wordt veelal geen duidelijk onderscheid gemaakt tussen de verschillende afbraak- en transportmechanismen. Deze modellen hebben bovendien een weinig universeel karakter, aangezien ze gebonden zijn aan de experimentele condities waarin ze werden opgesteld. Naarmate het model meer gebaseerd is op universele fysische principes, wordt het toepassingsdomein ruimer, maar wordt de vraag naar inputgegevens groter. Bijgevolg moet gezocht worden naar een conceptuele benadering waarin zoveel mogelijk fysische basisprincipes gebruikt worden, die aangevuld worden met empirische vergelijkingen om de hoeveelheid (moeilijk meetbare) modelparameters te beperken.

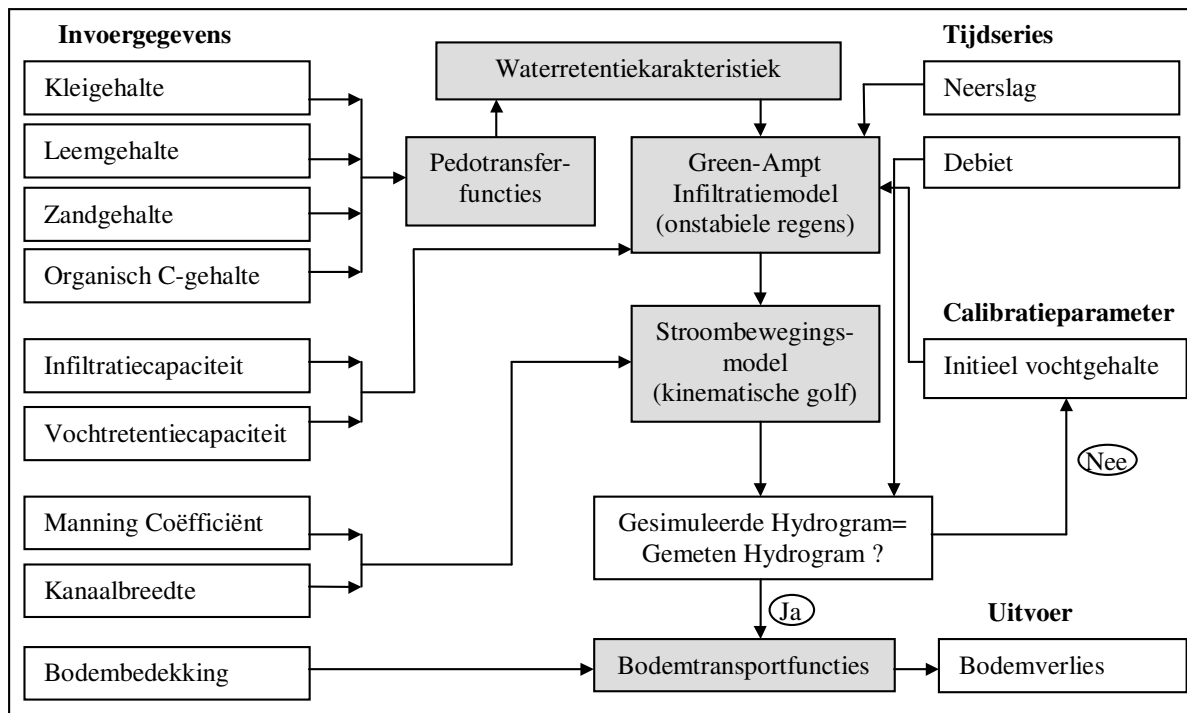
Veel van de ontwikkelde fysische modellen, zoals WEPP en EUROSEM, geven goede resultaten, maar vergen een grote hoeveelheid invoergegevens die bij routine-onderzoek onmogelijk bepaald kunnen worden. Daarom werd geopteerd voor het gebruik van het EROSION-2D/3D model (Schmidt, 1996) dat werd aangepast door Biesemans (2000) tot het huidige STM-3D (Sediment Transport Model). Dit model werd verder uitgewerkt inzake sedimenttransport en gekalibreerd aan de hand van metingen uitgevoerd op de proefvelden in Nukerke en op basis van de metingen in het stroomgebied van de Mariaborrebeek (Etikhove) uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud.

Het STM-3D model is echter geen continu model en werkt dus enkel op basis van individuele regenbuien. Hierdoor neemt het belang toe van de schatting van de initiële parameters. Een schatting van het sedimentverlies naar de waterlopen op lange termijn, of een gemiddelde op jaarbasis, behoren (momenteel) niet tot de mogelijkheden van het model. Uit de metingen in Nukerke en in de literatuur (Morgan, 1996) blijkt echter dat de belangrijkste sedimentverliezen naar de waterlopen voornamelijk optreden bij enkele extreme regenbuien of bij aanhoudende regenbuien met lage intensiteit, wanneer de bodem volledig verzadigd wordt. Daarom kan het gebruik van STM-3D niet alleen een goede inschatting geven van piekdebieten en sedimentverliezen naar de waterlopen, maar kan de efficiëntie van bepaalde erosiebestrijdingsmaatregelen tijdens deze kritische periodes worden nagegaan.

### 1.2.2 Modelonderdelen

#### 1.2.2.1 Inleiding

Een typisch gevolg van de complexiteit van fysische modellen is de opdeling in verschillende processen, waarvan de output van het eerste proces de input van het volgende wordt. In het STM-3D model werden een aantal afzonderlijke modules geïncorporeerd, die afzonderlijk zullen besproken worden en in het model aaneengeschakeld worden zoals voorgesteld in fig.1.1.



Figuur 1.1 Modelopbouw van het STM-3D model (aangepast naar Biesemans, 2000)

De vereiste invoergegevens voor de STM-3D versie, die berekeningen uitvoert voor een heel stroomgebied, bestaan uit een aantal thematische kaarten en een tijdreeks.

### 1.2.2.2 Pedotransferfuncties

Eerst en vooral zijn er gegevens vereist van de bodemtextuur en het organische stofgehalte. Deze kunnen bekomen worden na interpolatie van de meetwaarden die gebruikt werden bij de opmaak van de Belgische Bodemkaart. Deze invoerwaarden worden dan gebruikt om een aantal bodemfysische eigenschappen van de bodem te bepalen, door middel van pedotransferfuncties. Deze laatste zijn relaties, opgesteld uit een grote databank aan meetwaarden, tussen een aantal textuurgegevens en de bodemfysische parameters die erdoor bepaald worden. Het verschil met een empirisch model, dat ook uitgaat van relaties bepaald op basis van een databank met meetgegevens, bestaat erin dat de pedotransferfuncties ook kunnen vervangen worden door effectieve metingen in het geval dat deze beschikbaar zijn. Pedotransferfuncties behouden de fysische betekenis van parameters, terwijl empirische relaties dat niet doen.

De fysische parameters die worden afgeleid van de textuurgegevens zijn:

#### 1. De schijnbare bodemdichtheid

Op basis van de Belgische bodemdatabank, vonden Boucneau et al. (1998) dat de pedotransferfuncties van Manrique en Jones (1991) de beste overeenkomst gaven. Voor de typische Belgische akkerbouwbodems kan volgende functie gebruikt worden:

$$\rho = 1.704 - 0.005 \cdot \%Klei - 0.127 \cdot \%Org.Koolstof \quad (1)$$

## 2. De verzadigde hydraulische geleidbaarheid

De verzadigde hydraulische geleidbaarheid,  $K_s$ , is een van de belangrijkste parameters in het Green & Ampt model (1991), dat gebruikt wordt om te bepalen hoeveel neerslag in de bodem infiltreert en hoeveel er afstroomt.

In het STM model wordt de theorie van Campbell (1985) gebruikt, die een schatting maakt van de verzadigde hydraulische geleidbaarheid, vanuit de kennis van bodemtextuur en –dichtheid.

$$K_s = 0.004 \cdot \left( \frac{1.3}{\rho_s} \right)^{1.3 \cdot b} \cdot e^{-6.9 \cdot m_c - 3.7 \cdot m_s} \quad (2)$$

met  $m_c, m_s$  = kleifractie (0-2 $\mu$ m) en de leemfractie (2-50 $\mu$ m) in massapercent (kg kg<sup>-1</sup>)  
 $\rho_s$  = dichtheid van de bodem (g cm<sup>-3</sup>)

waarbij de verzadigde hydraulische geleidbaarheid ( $K_s$ ) wordt uitgedrukt in (kg s m<sup>-3</sup>), en kan omgezet worden in m h<sup>-1</sup> door vermenigvuldiging met 35.28. De parameter  $b$  is functie van de luchtdoorlaatbaarheid, uitgedrukt als 'air entry water potential'  $\Psi_{es}$  (J kg<sup>-1</sup>), en de standaardafwijking van de geometrische diameter van de bodemdeeltjes,  $\sigma_g$ . Deze parameters kunnen ook geschat worden op basis van de textuurgegevens (Campbell, 1985).

## 3. De vocht karakteristiek

De kennis van de waterretentiekarakteristiek is van fundamenteel belang voor de beschrijving van de waterbeweging doorheen het bodemprofiel. Zo speelt de matrixpotentiaal een belangrijke rol in de berekening van de infiltratiesnelheid met het Green & Ampt model (1991). Deze matrixpotentiaal is de 'aanzuiging' van het bodemvocht door bodemporiën, en is enerzijds afhankelijk van het vochtgehalte en anderzijds van de textuur van de bodem.

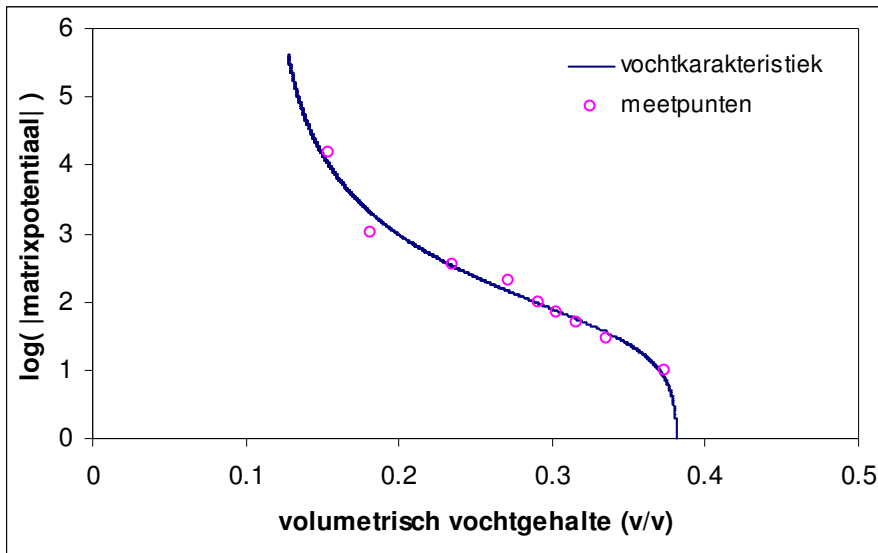
De meest gekende en gebruikte relatie voor de vocht karakteristiek wordt gegeven door het Van Genuchten model (Van Genuchten, 1980):

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left( 1 + (\alpha \cdot |h|)^n \right)^m} \quad (3)$$

Hierin hebben  $\alpha$ ,  $n$  en  $m$  (=1-1/ $n$ ) de functie van niet-fysische parameter en bepalen de vorm van de curve, terwijl  $\theta_s$  en  $\theta_r$  het vochtgehalte bij verzadiging en bij permanent verwelkingspunt voorstellen (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) en is  $h$  de drukhoogte (cm water). Vermits  $m$  en  $n$  afhankelijk zijn van elkaar, kan men  $m$  gelijk stellen aan 1, zodat vergelijking (3) vereenvoudigd kan worden als een functie van vier parameters:  $\alpha$ ,  $n$ ,  $\theta_s$  en  $\theta_r$ . De drukhoogte wordt dan gegeven door:

$$h(\theta) = \left( \left( \left( \frac{\theta_s - \theta_r}{\theta - \theta_r} \right) - 1 \right) \cdot \frac{1}{\alpha^n} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (4)$$

In fig.1.2 wordt de vocht karakteristiek van de proefvelden in Nukerke weergegeven, waarbij door de meetpunten een curve gefit werd, op basis van het Van Genuchten model.



Figuur 1.2 De vocht karakteristiek van de bovenste bodemlaag van het proefveld in Nukerke

De vier parameters van het Van Genuchten model kunnen echter eveneens bepaald worden door de pedotransferfuncties van Vereecken et al (1989), die gebaseerd zijn op de bodemdata bank van België:

$$\theta_s = 0.81 - (0.283 \cdot \rho_s) + (0.001 \cdot Cc) \tag{5}$$

$$\theta_r = 0.015 + (0.005 \cdot Cc) + (0.014 \cdot C) \tag{6}$$

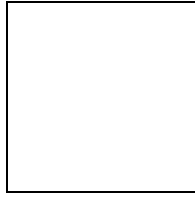
$$\tag{7}$$

$$\tag{8}$$

In deze vergelijkingen is  $\rho_s$  de bodemdensiteit ( $\text{g cm}^{-3}$ ),  $Cc$  is het kleigehalte (%),  $Sa$  is het zandgehalte (%) en  $C$  is het organisch koolstofgehalte (%). De waterretentiekarakteristiek kan op deze manier worden bepaald aan de hand van de textuur, het organische koolstofgehalte en de bodemdichtheid.

### 1.2.2.3 Het Green & Ampt infiltratiemodel

Op basis van deze pedotransferfuncties is het mogelijk de infiltratiesnelheid in functie van de tijd te begroten. Hiervoor wordt het Green & Ampt model (1911) gebruikt. Voor variabele neerslagintensiteiten werd het Green & Ampt-model aangepast door Chu (1978). De basisvergelijking is gebaseerd op de Darcy vergelijking :



(9)

waar	$i$	=	de infiltratiesnelheid ( $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$ )
	$K_s$	=	de verzadigde hydraulische geleidbaarheid ( $\text{kg} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$ )
	$\Psi_m$	=	de matrixpotentiaal ( $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
	$\Psi_g$	=	de zwaartekrachtpotentiaal ( $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$ )
	$x_{wf}$	=	de diepte van het vochtfront (m) op tijdstip $t$

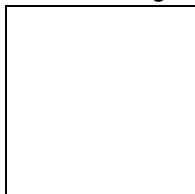
Dit model berekent dus de infiltratiesnelheid in de bodem, afhankelijk van de textuur en het vochtgehalte. In het STM-model wordt dan voor elke plaats (pixel) in het stroomgebied en voor elk tijdstip nagegaan hoeveel neerslag er kan infiltreren in de bodem. Natuurlijke regenbuien zijn daarbij gekenmerkt door variabele regenintensiteiten doorheen de tijd, waarbij alle neerslag kan infiltreren bij een lage regenintensiteit en er een wateroverschot ontstaat dat niet kan infiltreren bij hoge neerslagintensiteiten. Deze laatste situatie kan aanleiding geven tot runoff. Dit betekent dat het model rekening houdt met het type runoff veroorzaakt door een beperkte infiltratiecapaciteit (Hortoniaanse runoff).

In het model is echter één calibratieparameter aanwezig, namelijk het initiële vochtgehalte (fig.1). Doordat het model 'event-based' is, moeten de initiële condities immers aangegeven worden. Maar doordat het initiële vochtgehalte een calibratieparameter is, is het eveneens mogelijk om bij aanvang te veronderstellen dat de bodem verzadigd is, zodat de situatie kan worden gesimuleerd, waarbij de infiltratiesnelheid gelijk wordt gesteld aan de verzadigde hydraulische geleidbaarheid, zodat er reeds bij lage neerslagintensiteiten afstroming zal worden gegenereerd (Dunneaanse runoff).

Dit deel van het model is eveneens afhankelijk van het landgebruik. Zo is het duidelijk dat de infiltratie in graslanden een stuk hoger ligt dan de infiltratie op onbedekte percelen. Zoals aangegeven in het jaarrapport van het projectjaar 2003 kon op basis van de veldregensimulaties geen significant verschil aangetoond worden, door gebrek aan voldoende metingen. Daarom werd geopteerd om arbitrair vast te leggen dat de verzadigde hydraulische geleidbaarheid ( $K_s$ ) in graslanden tien maal hoger ligt in vergelijking met landbouwpercelen.

#### 1.2.2.4 De afstroming in plaats en tijd

Het STM-3D-model berekent voor elke tijdstap de afstroming voor elke plaats (pixel) in het stroomgebied. Het is gebaseerd op de partiële differentiaalvergelijkingen van de Saint-Venant (1871), die toelaten debiet en waterhoogte te berekenen in functie van tijd en plaats. De stroming in natuurlijke hydrologische systemen verandert in de drie dimensies, maar kan om praktische redenen zonder al te grote fout worden vereenvoudigd tot de ééndimensionale variant.

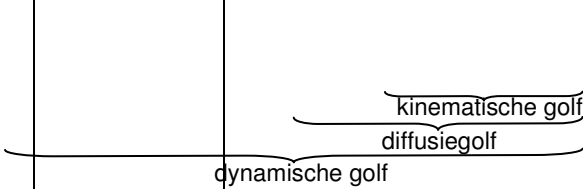


Figuur 1.3 Elementair kanaalelement voorzien van input- en outputcomponenten

Met behulp van fig. 1.3 kan men de "de Saint-Venant" vergelijkingen herleiden tot de continuïteitsvergelijking (10) en de momentvergelijking (11):



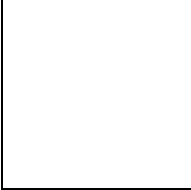
$$(10)$$



$$(11)$$

waarbij  $Q(x,t)$  het debiet is dat in een segment stroomt ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ),  $A$  is de doorsnede van het segment ( $m^2$ ),  $h$  is de waterhoogte ( $=z-y$ ) in (m),  $S_0$  is de hellingsgraad van de bedding ( $m \cdot m^{-1}$ ) en  $S_f$  is het energieverlies per eenheidslengte door wrijving.

In het gedeelte van het STM-3D model dat de runoff simuleert, maakt men gebruik van de vereenvoudigde “de Saint-Venant” vergelijkingen. Daar neemt men aan dat inertiekrachten en drukkrachten niet van belang zijn en dat de wrijvings- en zwaartekracht met elkaar in evenwicht zijn,  $S_0 = S_f$ , zodat men de stroming kan beschouwen als een kinematische golf. De “de Saint-Venant” vergelijkingen voor een kinematische golf worden dan gereduceerd tot (Chow et al., 1988):



$$\text{continuïteitsvergelijking} \quad (12)$$



$$\text{momentvergelijking} \quad (13)$$

waarbij  $q$  de laterale instroming is in een kanaalelement per eenheidsbreedte ( $m^3 \cdot s^{-1} \cdot m^{-1}$ ).

De momentumvergelijking kan ook geschreven worden als (Chow et al., 1988):



$$(14)$$

Rekening houdend met bovenstaande vergelijking en de Manning vergelijking, kan vergelijking (12) herleid worden tot:

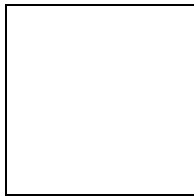
$$\square \quad (15)$$

waarbij de parameters  $\alpha$  en  $\beta$  worden gegeven door:

$$\square \quad \text{en} \quad \beta = 3/5 = 0.6 \quad (16)$$

met P de natte omtrek (m) en n gelijk aan de Manning ruwheidscoëfficiënt ( $\text{s} \cdot \text{m}^{-1/3}$ ).

In het STM-3D-model worden stromingslijnen berekend op basis van het het digitaal terrein model (DTM), zodat wordt bepaald hoe het water van het ene terreinelement in het andere vloeit, tot het uiteindelijk in de waterloop terecht komt (fig. 1.4). Verschillende stromingslijnen die op één terreinelement samenkomen, worden gescheiden gehouden. Het terreinelement wordt daarbij opgesplitst door de totale breedte te delen door het aantal vloeilijnen per element.

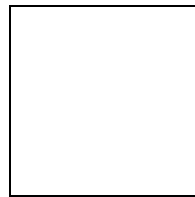


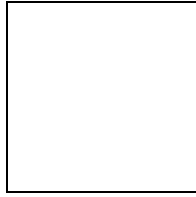
*Figuur 1.4. De bepaling van de vloeilijnen (B) gebeurt aan de hand van de afstromingsrichting (A), die afgeleid wordt uit het DTM*

Om nu de netto erosie en depositie op een hellingsgraad te kunnen berekenen is het van belang het hydrogram te weten van elk segment op de stromingslijn. Om dit hydrogram te berekenen, moet men vergelijking (15) oplossen naar  $Q(x,t)$  voor elk punt in een afstand-tijd raster, rekening houdend met de parameters  $\alpha$  en  $\beta$ , de laterale instroming  $q(t)$  en de initiële en randvoorwaarden. Vergelijking (15) kan men oplossen door gebruik te maken van een eindige numerische differentiemethode (Chow et al, 1988), en wordt na omzetting:

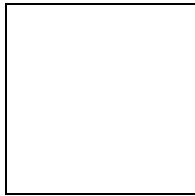
$$\square \quad (17)$$

Deze vergelijking kan nu worden opgelost naar de onbekende  $\square$ , zoals voorgesteld in fig.1.5 , waarbij  $\Delta x_i$  de lengte (m) van het segment i voorstelt:

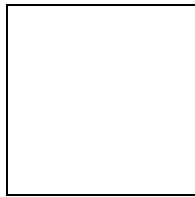




(18)

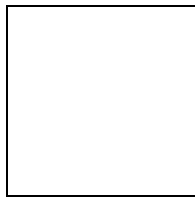


Hierbij stelt  $Q_i^j$  de afstroming voor in het segment  $i$  op tijdstip  $j$ . De nodige randvoorwaarden om het differentieschema op te lossen zijn:



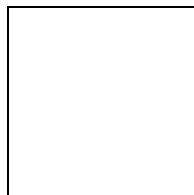
(19)

en



(20)

waarbij  $Q(GA)_i^j$  het infiltratie-overschot is in het segment  $i$  op tijdstip  $j$ , berekend door middel van de Green & Ampt vergelijking.



*Figuur 1.5 Impliciet lineair eindig differentieschema als oplossing voor de kinematische golfvergelijking (Chow et al, 1988)*

#### 1.2.2.5 De Manning ruwheidscoëfficiënt

De Manning ruwheidscoëfficiënt is een maat voor de oneffenheid van een terrein, die een invloed uitoefent op de snelheid van de oppervlaktestroming en dus ook op het uiteindelijke bodemverlies. Deze coëfficiënt wordt in de meeste modellen constant gehouden gedurende de simulatie, hoewel grote variaties kunnen voorkomen naargelang de stroomdiepte verandert gedurende een regenbui (Gilley en Finkner, 1991). Vooral wanneer ruwe elementen op de helling ondergedompeld worden onder de oppervlaktestroming, daalt de invloed hiervan op het erosieproces.

Voor de simulaties in deze studie, werd gebruik gemaakt van een landgebruikskaart van het stroomgebied, waarop voor elk element (pixel) een landgebruik werd ingegeven. Voor elk landgebruik

werd een overeenkomstige Manning-coëfficiënt gezocht. In Engman (1986) staan voor een reeks landgebruikstypes aanbevolen Manning-coëfficiënten vermeld, die kunnen gebruikt worden bij modelleringen met de kinematische golfvergelijking.

*Tabel 1.1 Manning-coëfficiënten voor bepaalde landgebruikstypes en bodembewerkingen (naar Engman, 1986)*

landgebruik of bodembewerking	aanbevolen waarde	bereik
beton of asfalt	0.011	0.010 - 0.013
onbedekt zand	0.010	0.010 - 0.016
gravel	0.020	0.012 - 0.030
onbedekt kleiig leem	0.020	0.012 - 0.033
braakland	0.050	0.006 - 0.160
kerend ploegen	0.100	0.006 - 0.170
rotoreggen	0.080	0.008 - 0.410
no till	0.040	0.030 - 0.070
natuurlijk grasland	0.130	0.010 - 0.320
weiland	0.100	0.020 - 0.240
gras	0.450	0.390 - 0.630
kort gras	0.150	0.100 - 0.200

Op basis van tabel 1.1 kan voor elke pixel van het stroomgebied een Manning coëfficiënt worden gebruikt die overeenkomt met het landgebruik. Dit landbouwgebruik werd initieel bepaald door een veldinventarisatie in 2000 en vergeleken met de landgebruikspcelenkaarten van het gebied voor de periode 1998-1999-2000.

#### 1.2.2.6 *Het bodemtransportmodel*

Op basis van de hoeveelheid afstroming die wordt gegenereerd in elke pixel van het stroomgebied, kan door middel van een sedimenttransportmodel worden nagegaan hoeveel sediment door de afstroming(skracht) zal worden geërodeerd.

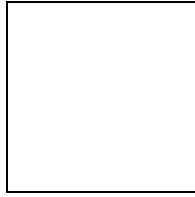
Het bodemtransport onder natuurlijke omstandigheden wordt meestal bepaald door interrill- en rillerosie, waarbij sediment losgemaakt tussen de rills afgevoerd wordt via de rills naar lager gelegen gebieden. Het is dan ook de transportcapaciteit van de rills die zullen bepalen hoeveel sediment er maximaal kan worden getransporteerd. Deze transportcapaciteit is de maximale lading die kan getransporteerd worden in rills.

Nearing et al (1997) onderzochten verschillende hydraulische parameters om het erosieproces in microkanalen ('rills') te beschrijven. Hierbij dienden de onderzoekers een gekend debiet toe aan (al dan niet voorgevormde) rills. Er werd gebruik gemaakt van diverse textuurtypes gaande van zandleem tot zand. Om het sedimenttransport in rills te beschrijven voor de verschillende bodemtypes vonden ze volgende vergelijking ( $R^2 = 0.93$ ):

$$q_s = a \omega^b c^c d^d$$

(21)

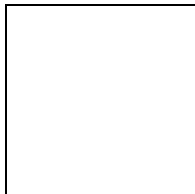
met  $q_s$  het sedimentdebiet per eenheidsbreedte ( $g s^{-1} cm^{-1}$ ),  $\omega$  de afstromingssterkte van de runoff ( $g s^{-3}$ ) en met de parameters  $a=-34.47$ ,  $b=38.61$ ,  $c=0.845$  en  $d=0.412$ . De afstromingssterkte wordt gegeven door de formule:



(22)

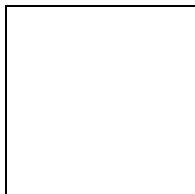
waarbij  $\rho_w$  de dichtheid van water is ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ),  $g$  de zwaartekrachtsconstante ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ ),  $s$  de hellingsgraad ( $\text{m} \cdot \text{m}^{-1}$ ) en  $q$  het runoffdebiet per eenheidsbreedte ( $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ).

In het jaarrapport van 2003 (Gillijns & Verbist, 2004) worden aan de hand van regenvalsimulatietesten een aantal andere transportvergelijkingen uitgetest voor verschillende scenario's. Uit fig. 1.6. blijkt dat de bovenstaande vergelijking van Nearing et al. (1997) de beste inschatting geeft van het bodemverlies voor een totaal van 92 regenbuien die werden geregistreerd op de onbedekte percelen in Nukerke. Het verband dat opgesteld werd tussen het voorspelde en gemeten sedimentverlies ( $R^2$  van 0.90), wordt gebruikt in STM-3D om de sedimenttransportcapaciteit in rills te voorspellen in het stroomgebied van de Mariaborrebeek:

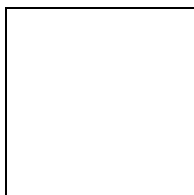


(23)

Dezelfde redenering werd gevolgd voor het opstellen van een vergelijking voor de sedimenttransportcapaciteit van percelen met een (máis)mulchbedekking. De gevonden vergelijking, met een  $R^2$  van 0.87, wordt gegeven door:



(24)



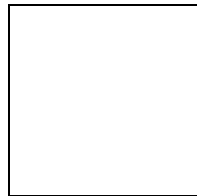
*Figuur 1.6. Vergelijking van het gemeten en gesimuleerd bodemverlies met twee verschillende sedimenttransportvergelijkingen voor onbedekte percelen in de meetperiode 2001-2003*

In het STM-3D model wordt een opsplitsing gemaakt voor interrill en rill erosie. Zo wordt de hoeveelheid bodemverlies berekend die binnen een (deel van een) terreinelement wordt gegenereerd als gevolg van oppervlakkige afstroming (interrill-erosie). Hiervoor wordt een functie gebruikt, die bepaald werd door het uitvoeren van regenvalsimulatietesten op kleine erodeerbare oppervlakken in het laboratorium. Een reeks van bodems met verschillende texturen werd hierbij gebruikt om transportvergelijkingen op te stellen (Biesemans et al., 2000).

In fig. 1.7 worden de metingen voorgesteld in vergelijking met de metingen van Nearing et al. (1997). Hieruit valt op te maken dat het interrill proces in staat is meer sediment los te maken, dan dat er door rillerosie getransporteerd kan worden. Vermits het losgemaakte sediment door rills getransporteerd

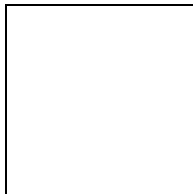
wordt; is het erosieproces dan ook transportlimiterend voor deze bodemtypes waar de cohesie tussen bodemdeeltjes zwak is.

In fig. 1.8 worden de meetresultaten voorgesteld voor de verschillende kleigehaltes, die de grootste invloed uitoefent op de maximale losmaking van bodemdeeltjes. Hieruit blijkt dat enkel het hoogste kleigehalte een sterk afwijkend gedrag vertoont. Met weglating van deze meetreeks, werd een transportfunctie opgesteld voor interrill erosie:

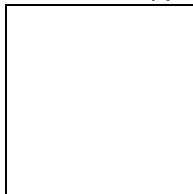


(25)

Vergelijking (25) wordt in het STM-3D model gebruikt om de interrill-erosiecomponent voor elk terreinelement te berekenen.



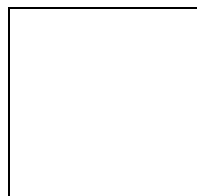
*Figuur 1.7 De relatie tussen de afstromingssterkte (stream power) en de eenheidssedimentlading (unit sediment load) voor regenvalsimulatietesten, uitgevoerd op kleine erodeerbare oppervlakken in het laboratorium (Biesemans, 2000)*



*Figuur 1.8 De relatie tussen de afstromingssterkte en de eenheidssedimentlading voor regenvalsimulatietesten, uitgevoerd op kleine erodeerbare oppervlakken in het laboratorium, opgesplitst per kleigehalte (Biesemans, 2000)*

De bodemverliezen door interrill erosie die tussen de rills worden gegenereerd, worden aangevoerd naar de rills op het terreinelement. In de literatuur werd aangetoond dat per meter breedte gemiddeld één rill ontstaat (Gilley et al., 1990). Deze rills zijn op hun beurt in staat sediment uit te schuren van het terreinelement, afhankelijk van de rill erodibiliteit.

Deze rill erodibiliteit,  $D_r$  ( $\text{kg s}^{-1} \text{m}^{-2}$ ), wordt berekend aan de hand van de volgende vergelijking:



(26)

waarbij  $K_r$  de rill erodibiliteitsfactor ( $\text{s m}^{-1}$ ) en  $\tau$  en  $\tau_{\text{crit}}$  (Pa of  $\text{N m}^{-2}$ ) de (kritische) sleepsnelheid.

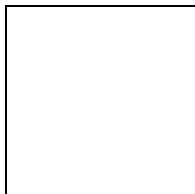
De rill erodibiliteitsfactor geeft aan in hoeverre dat uitschuring zal optreden en zal een grote rol spelen, wanneer de transportcapaciteit nog niet bereikt is, of wanneer het sediment uit het afstromende water gefilterd werd, zoals bij bufferstroken. In het STM-3D werd de waarde berekend uit de formule voor de

'baseline rill erodibility', die wordt voorgesteld in het WEPP model (Flanagan & Nearing, 1995), aan de hand van de fractie 'zeer fijn zand' en het organische stofgehalte. Deze berekende waarde bedraagt  $1.42 \cdot 10^{-4} \text{ s m}^{-1}$  en werd constant verondersteld. In de literatuur werden eveneens laboratoriummetingen gerapporteerd tot  $8.4 \cdot 10^{-3} \text{ s m}^{-1}$  (Zhang et al., 2003).

De kritische sleepsnelheid is de wrijvingskracht die minimaal vereist is om deeltjes te kunnen losmaken. De stroomsnelheid moet dus voldoende hoog zijn om deeltjes te kunnen uitschuren. In de literatuur worden tegenstrijdige waarden voorgesteld voor deze parameter, zodat in het STM-3D-model verondersteld werd dat er geen kritische sleepsnelheid aanwezig is. Deze parameter kan door middel van metingen in de toekomst beter geschat worden.

Hoewel de theoretische onderbouw van de rill erodibiliteit betrekkelijk eenvoudig is, is de variabiliteit van deze uitschuring zeer groot, gezien de randeffecten die hierop een invloed hebben. Zo zal een rill gevormd tijdens een vorige regenbui reeds geconsolideerd zijn en zal de rill erodibiliteit een stuk lager liggen. Daarnaast kunnen rills insnijden in onderliggende bodemlagen met een andere textuur, zodat de rill erodibiliteit hierdoor beïnvloed wordt. Daarnaast geldt de gebruikelijke variabiliteit bij bodemfysische parameters op veldniveau. Hierdoor kan de rill erodibiliteit eveneens beschouwd worden als een mogelijke calibratieparameter voor het bodemtransportmodel, zodat deze waarde binnen een beperkt bereik kan worden afgesteld op meetgegevens van bodemverliezen in het stroomgebied.

Daarnaast wordt gekeken naar de hoeveelheid sediment die maximaal kan getransporteerd worden in de rill, de zogenaamde transportcapaciteit, op basis van de vergelijking (21), opgesteld door Nearing et al. (1997). Uit vergelijking van het aangevoerde sediment met de transportcapaciteit, wordt dan bepaald hoeveel sediment werkelijk getransporteerd wordt naar de waterlopen. In fig.1.9 worden de verschillende processen grafisch voorgesteld voor één terreinelement.



*Figuur 1.9 Schematische voorstelling van de verschillende processen in het STM-3D model*

#### 1.2.2.7 Riviererosie

In het STM-3D model wordt totnogtoe geen rekening gehouden met erosie- en depositieprocessen in de waterloop zelf. Dit betekent dat al het sediment dat door (inter)rillerosie naar de waterloop wordt aangevoerd zal doorgegeven worden tot het uiteindelijk het eindpunt bereikt. Er werd wel rekening gehouden met een 'baseflow'-sedimentconcentratie. Dit is de concentratie die werd opgemeten net voor de neerslagbui begon. Vermits in deze simulaties gewerkt wordt met werkelijk gemeten neerslag, waarbij het debiet en de sedimentconcentratie bepaald werden, kon deze sedimentconcentratie bij aanvang uit de metingen van het Instituut van Natuurbehoud gehaald worden. Bij stroomgebieden waarvoor geen schattingen van deze sedimentconcentratie voorhanden zijn, kan ze berekend worden aan de hand van de formules van Yang (1991).

#### 1.2.2.8 Grasbufferstroken

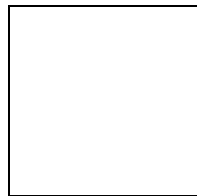
Om het STM-3D model te kunnen toepassen in een reductieplan, is het belangrijk verschillende scenario's te kunnen berekenen. Eén van deze scenario's is het aanleggen van grasbufferstroken op erosiegevoelige percelen.

Dit kan gesimuleerd worden door op plaatsen waar grasbufferstroken worden aangelegd, de transportvergelijking aan te passen. In bufferstroken treedt namelijk een filterend effect op, waarbij een deel van het sediment dat er doorheen stroomt zal worden afgezet in en voor de bufferstrook. De

transportvergelijking die dit proces beschrijft, moet dus rekening houden met de aanvoer van sediment enerzijds en met de hoeveelheid afgezet sediment anderzijds. Daarom werden op laboratoriumschaal experimenten uitgevoerd om deze transportvergelijking te bepalen.

Bij de proefopzet werd er gewerkt met een lange goot, 0,14 m breed en 2 m lang. Onderaan de goot werd een grasbufferstrook geplaatst met een lengte van 0,5 respectievelijk 0,8m. De grasbufferstroken werden genomen van de proefvelden te Nukerke. Vervolgens werd een constant debiet bovenaan de goot toegevoegd, samen met een constant sedimentdebiet. Het opgevangen debiet en hoeveelheid sediment werd gemeten in de tijd. Aangezien de grasstrook vooraf verzadigd werd met water, was de infiltratie tijdens de proef verwaarloosbaar. Bijgevolg werd de sedimentreductie enkel veroorzaakt door de afremming van het water in de grasstrook. Uit het verschil in toegevoegd en opgevangen sediment kon de hoeveelheid depositie in de bufferstrook worden afgeleid. Uit de twee verschillende bufferbreedtes kon eveneens het effect van depositie vóór de buffer worden berekend.

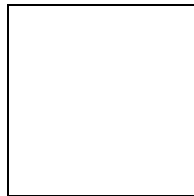
De sedimentdoorvoerratio of 'sediment delivery ratio' (SDR) van de grasstrook wordt gedefinieerd als:



(27)

waarbij  $q_{in}$  gelijk is aan het sedimentdebiet ( $\text{kg s}^{-1} \text{ m}^{-1}$ ) dat toekomt in de grasstrook en  $q_{out}$  het sedimentdebiet dat de buffer verlaat.

Uit de laboratoriumexperimenten blijkt dat de SDR toeneemt naarmate meer sediment in de bufferstrook wordt afgezet. Daarbovenop blijkt de SDR sneller toe te nemen bij steilere hellingen (fig. 1.10).



*Figuur 1.10* Verandering in de tijd van de SDR van een grasstrook (0,8 m) bij verschillende hellingen (instromingsdebiet =  $21,67 \text{ ml s}^{-1}$ )

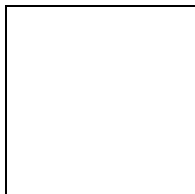
Daarom werd een regressieanalyse uitgevoerd, waarbij de SDR werd gerelateerd met de cumulatieve depositie ( $D$ ) per eenheidsbreedte ( $\text{kg m}^{-1}$ ) en de hellingsgraad ( $\text{m m}^{-1}$ ). De resultaten van beide regressies zijn gegeven in tabel 1.2.

In het geval dat de SDR gelijk is aan één, moet de cumulatieve depositie gelijk zijn aan de maximale depositie ( $D_{\text{max}}$ ). Op basis hiervan kan voor de twee bufferstrookbreedtes een functie opgesteld worden voor  $D_{\text{max}}$  in functie van de hellingsgraad:

$$\square \quad (28)$$

$$\square \quad (29)$$

De maximale sedimentafzetting in een grasbufferstrook kan schematisch voorgesteld worden zoals in fig. 1.11. De maximale afzetting in een grasstrook met lengte  $B$ , respectievelijk  $L$  wordt weergegeven door zones A en B, respectievelijk zones A, B en C. Er wordt verondersteld dat de maximale afzetting vóór een grasbufferstrook onafhankelijk is van de totale grasstrooklengte, aangezien de maximale hoogte van de sedimentafzetting,  $h_{\text{max}}$ , gelijk verondersteld wordt voor alle bufferlengtes en enkel afhankelijk is van de hellingsgraad (aangezien  $D_{\text{max}}$  afhankelijk is van de hellingsgraad).



*Figuur 1.11 Schematische voorstelling van de maximale sedimentafzetting in een grasbuffer*

Om de maximale cumulatieve depositie te begroten voor een bufferstrooklengte groter dan 0.5 of 0.8 meter, worden de formules 28 en 29 herwerkt. Uitgaande van de veronderstellingen in de voorgaande paragraaf, kan de maximale depositie die in de bufferstrook optreedt, over een lengte van 0,3 m, berekend worden door het verschil te nemen van de formules 28 en 29. Door deze waarde te delen door 0.3 m, bekomt men de hoeveelheid sediment die kan afgezet worden (in de bufferstrook zelf) per meter bufferstrook,  $D_{\text{max,G}}$  ("Grass").

$$\square \quad (30)$$

De maximale hoeveelheid sediment die kan worden afgezet vóór de bufferstrook ("Front"),  $D_{\text{max,F}}$ , wordt dan gegeven door

$$\square \quad (31)$$

De totale (**T**) hoeveelheid sediment die maximaal kan worden afgezet in de grasbufferstrook,  $D_{max,T}$ , is dan gelijk aan

$$D_{max,T} = D_{max,F} + L D_{max,G} \quad (32)$$

waarbij L de lengte (m) van de grasbuffer is.

De sedimentafzetting vermindert naarmate de buffer meer verzadigd raakt met sediment. Bijgevolg kan men stellen dat de sedimentdoorvoerratio een functie is van de sedimentverzadigingsgraad van de buffer of de 'Sediment Saturation Degree' (SSD). Dit is de verhouding van wat er in de buffer werd afgezet, de cumulatieve depositie, ten opzichte van de maximale hoeveelheid die kan worden afgezet.

$$\square \quad (33)$$

Op basis van de laboratoriumexperimenten werd een lineaire regressievergelijking opgesteld tussen de SDR en de SSD van de grasstrook ( $R^2$  van 0.79) op tijdstip i:

$$\square \quad (34)$$

waarbij  $D_{n-1}$  gelijk is aan de cumulatieve depositie per eenheidsbreedte ( $\text{kg m}^{-1}$ ), afgezet na n-1 tijdstappen. De cumulatieve depositie voor de volgende tijdstap wordt dan gegeven door:

$$\square \quad (35)$$

In het model wordt de berekening in functie van de tijd als volgt uitgevoerd. Er wordt op elk tijdstip berekend hoeveel sediment per tijdseenheid (g/s) in de bufferstrook stroomt. Naargelang de verzadigingsgraad (SSD) door sediment dat reeds tijdens de vorige tijdstap werd afgezet, zal berekend worden hoeveel sediment er procentueel door de buffer zal stromen (SDR). Na vermenigvuldiging van de SDR met het sedimentdebiet, wordt de hoeveelheid sediment die doorheen de buffer stroomt bepaald. Wat achterblijft wordt bij de cumulatieve depositie opgeteld tot aan  $D_{max,T}$ .

**Tabel 1.2** Resultaten van de niet-lineaire regressieanalyse ( $SDR = a D^b \text{tg}\alpha^c$  §) van het grasstrook-experiment (alle waarden significant op het 99% betrouwbaarheidsinterval)

categorie	N	a <sup>#</sup>	b <sup>#</sup>	c <sup>#</sup>	r <sup>2</sup>
grasstrook = 0.8 m	696	2.689 (0.171)	0.799 (0.034)	1.356 (0.038)	0.78
grasstrook = 0.5 m	101	3.356 (0.287)	1.054 (0.080)	1.412 (0.072)	0.90

§ SDR : sedimentdoorvoerratio van de grasstrook, D : cumulatieve sedimentdepositie per eenheidsbreedte ( $\text{kg m}^{-1}$ ) in de grasstrook,  $\text{tg}\alpha$  : hellingsgraad van de grasstrook ( $\text{m m}^{-1}$ )

# waarden tussen haken geven de standaardafwijkingen

**Tabel 1.3** Spreiding van de meetwaarden in het grasstrookexperiment

categorie	variabele	minimum	maximum
grasstrook = 0.8 m	SDR	0.01	0.98
	D ( $\text{kg m}^{-1}$ )	0.08	11.15
	$\text{tg}\alpha$ ( $\text{m m}^{-1}$ )	0.05	0.20
grasstrook = 0.5 m	SDR	0.04	0.98
	D ( $\text{kg m}^{-1}$ )	0.28	7.63
	$\text{tg}\alpha$ ( $\text{m m}^{-1}$ )	0.05	0.20

### 1.2.3 Modelkalibratie

Eén van de grootste problemen bij het gebruik van modellen voor beleidsondersteunend onderzoek is het gebrek aan overeenkomst tussen voorspelling en realiteit, waardoor de modelresultaten onbetrouwbaar worden. Daarom is het van belang om modellen voldoende te kalibreren en nadien te valideren. Wat het STM-3D model betreft, is het kalibratieproces een inherent onderdeel van het model. Dit wil zeggen dat het model toelaat om meetreeksen toe te voegen om het model te kalibreren.

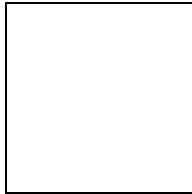
Voorafgaand aan de simulaties met het STM-3D model werden twee onderdelen gekalibreerd. In een eerste fase werd het hydrogram gekalibreerd. Hiervoor werd vertrokken van een dataset opgesteld door het Instituut voor Natuurbehoud. Zij voeren sinds 2002 continu metingen uit van het debiet en het gesuspendeerd materiaal in de Mariaborrebeek te Etikhove.

Er werden voor de simulaties twee verschillende periodes beschouwd. Enerzijds de winterperiode, waarin de bodems verzadigd geraken door aanhoudende neerslagbuien met lage regenintensiteit, en anderzijds neerslagbuien met zeer hoge neerslagintensiteiten. In deze laatste situatie is de neerslagintensiteit veel groter dan de infiltratiesnelheid, waardoor het wateroverschot zal afstromen.

Voor de kalibratie van de winterperiode werd een neerslagbui geselecteerd op 26 december 2002, die startte om 7u45 en eindigde om 12u00. De maximale neerslagintensiteit bedroeg  $4.0 \text{ mm h}^{-1}$  en de gemiddelde neerslagintensiteit was  $1.1 \text{ mm h}^{-1}$ . Deze regenbui kan enkel bodemverliezen veroorzaken bij bodems die reeds een bepaalde verzadigingsgraad bereikt hebben. Op dat ogenblik werden op het proefveld van Nukerke positieve matrixpotentialen opgetekend bij metingen van tensiometers, op een diepte van 10 tot 30 cm, wat duidt op een volledige verzadiging van de bodemlaag boven de ploegzool. Op basis hiervan kan men besluiten dat in het nabijgelegen stroomgebied van de Mariaborrebeek eveneens een bepaalde mate van verzadiging optreedt. Men kan nu het initiële vochtgehalte, uitgedrukt als percentage van verzadiging, gaan bepalen voor de geselecteerde regenbui in de winterperiode.

Hiervoor wordt het debiet ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) opgemeten aan het meetpunt in Etikhove vergeleken met het hydrogram gegenereerd door het STM-3D model. Indien het sterk afwijkt, wordt het initiële vochtgehalte aangepast door middel van iteraties. Zo wordt voor elke aanpassing van het initiële

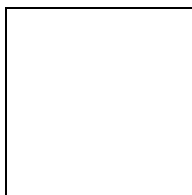
vochtgehalte, de RMSE ('root mean square error') of wortel uit de minimale kwadratensommen, berekend. Wanneer de RMSE voldoende klein wordt, zal het berekende hydrogram nauw aansluiten bij de gemeten waarden. Voor de geselecteerde neerslagbui werd bij een initieel vochtgehalte van 80% (tov van totale verzadiging) een minimale RMSE gevonden, rekening houdend met het piekdebiet. Er werd voor de hele regenbui een totaalvolume van 5956 m<sup>3</sup> water voorspeld en 5117 m<sup>3</sup> water gemeten in het meetstation. In fig. 1.12 wordt het gemeten en gekalibreerd hydrogram weergegeven voor de beschouwde regenbui.



*Figuur 1.12* Vergelijking van het gemeten en gesimuleerd hydrogram bij een initieel vochtgehalte van 80% (tov verzadiging) voor de neerslagbui op 26/12/2002

In een tweede fase werd gekeken naar de gemeten en gesimuleerde sedimentverliezen in de waterloop. Hieruit blijkt dat er 11,6 ton van de 14,6 ton gemeten sedimentverlies voorspeld wordt, wat overeenkomt met 79%. Om het resultaat te optimaliseren, zou het perfect mogelijk zijn om tot 100% van het sedimentverlies te voorspellen, door aanpassing van de rill erodibiliteitsfactor. Vermits er echter geen meetgegevens voorhanden zijn om het bereik van deze parameter te bepalen, werd besloten deze niet te gebruiken als calibratieparameter.

Bij het evalueren van het model aan de hand van de sedimentmetingen moet ook rekening gehouden worden met de standaardafwijking op de gemeten waarde. De gemeten sedimentverliezen werden bepaald met een turbiditeitsmeter van het type 'Staiger-Mohilo'. Dit type meet optisch de sedimentconcentratie, waarbij een elektrische stroom wordt omgezet naar een fictieve concentratie. Elke 15 minuten wordt een turbiditeitswaarde geregistreerd, als gemiddelde van 300 metingen (1 meting per 3 seconden). Deze moeten dan in verband worden gebracht met de werkelijke sedimentconcentraties in de waterloop door middel van een calibratiecurve. Voor het meetstation van Etikhove werd deze curve opgesteld aan de hand van 162 concentratiemetingen op hetzelfde tijdstip als de turbiditeitsmetingen (fig.1.13).

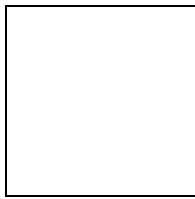


*Figuur.1.13.* Calibratiecurve van de turbiditeitsmeter, opgesteld uit 162 staalnames in het meetstation van Etikhove (Van Hoestenbergh & Eylebosch, 2003)

Zoals duidelijk blijkt uit fig. 1.13 is er een grote overeenkomst tussen de gemeten sedimentconcentraties en de calibratiecurve voor sedimentconcentraties tot 5 g l<sup>-1</sup> (Van Hoestenbergh & Eylebosch, 2003). Voor hogere sedimentconcentraties kan er een duidelijke vergroting van de spreiding worden vastgesteld, die in de nabije toekomst zal worden teruggebracht door het toevoegen van concentratiemetingen in het hoge bereik. De regenbuien die sedimentconcentraties veroorzaken tot 50 g l<sup>-1</sup> en meer, komen echter niet zo vaak voor, zodat tot op heden nog geen significante verbetering kon worden aangebracht.

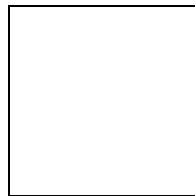
Om een model te kunnen kalibreren op de meetgegevens moet dan ook rekening worden gehouden met de onzekerheid op de calibratiecurve. Hiervoor werd het betrouwbaarheidsinterval berekend op de calibratiecurve, rekening houdend met de spreiding op de staalnames, die tot de opstelling van de calibratiecurve geleid hebben en deze die tot op heden bijkomend werden verzameld. Enkel deze

punten die in het bereik gelegen zijn van fig. 1.13 werden bij de analyse betrokken (292 van de 300 meetkoppels). In fig.1.14 wordt de regressielijn voorgesteld tussen de gemeten sedimentconcentraties en de turbiditeitswaarden die werden omgezet door middel van de calibratiecurve. De regressievergelijking ( $R^2$  van 0.45) wordt gegeven door:



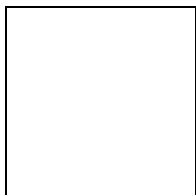
(36)

Dit betekent dat de calibratiecurve een vrij goede inschatting maakt van de gemiddelde gemeten sedimentconcentratie, vermits de helling (1.02) dicht bij 1 aanleunt. De afwijking van nul van de intercept is ook beperkt. Toch valt op dat de spreiding op de waarnemingen aanzienlijk is, wat zich uit in een lage Pearson correlatie coëfficiënt ( $R^2$ ). Er moet dus omzichtig omgesprongen worden bij extrapolaties van deze curve voor meetwaarden die buiten het gecalibreerde meetbereik vallen. Voor deze regressievergelijking kan dan ook een 95% betrouwbaarheidsinterval worden opgesteld, om deze onzekerheid te bepalen. Dit interval bestaat uit twee hyperbolische functies, gegeven door:

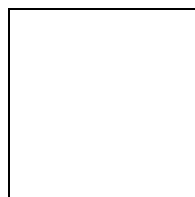
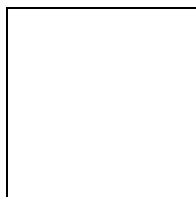


(37)

Toegepast op de dataset geeft dit voor de onderste limietwaarde van het 95% betrouwbaarheidsinterval **(38)**:



en de bovenste limietwaarde **(39)**:

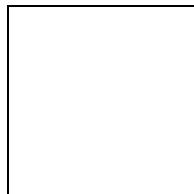


*Figuur.1.14. Regressie van de gemeten sedimentconcentraties (staalnames) op de sedimentconcentraties berekend uit de calibratiecurve en weergave van de meetpunten en het 95% betrouwbaarheidsinterval op de regressie*

Op basis van de vergelijkingen voor het betrouwbaarheidsinterval kan voor elke gecalibreerde turbiditeitswaarde een 95% betrouwbaarheidsinterval opgesteld worden, zoals voorgesteld in fig.1.15. In deze figuur valt vooral op dat er een grote tijdsverschuiving aanwezig is van het gesimuleerde sedimentverlies in vergelijking met het gemeten bodemverlies. Een belangrijke invloed hierbij is de ruwheid van het terrein, dat zorgt voor een vertraging van de afstroming. Er zal worden nagegaan in hoeverre de parameters beschreven in tabel 1.1 hiervoor moeten aangepast worden.

Daarnaast kan echter worden opgemerkt dat de sedimentmodule in staat is om, binnen de grenzen van het betrouwbaarheidsinterval, een aanvaardbare schatting te maken van het sedimentverlies op stroomgebiedsniveau.

Uiteindelijk kan dit het best worden vergeleken door de onder- en bovengrenzen van het totale sedimentverlies te vergelijken met de gesimuleerde bodemverliezen. Rekening houdend met het 95% betrouwbaarheidsinterval op de metingen, werd een ondergrens van 8,36 ton en een bovengrens van 20,83 ton berekend. Het totale gesimuleerde sedimentverlies werd berekend op 11,58 ton.

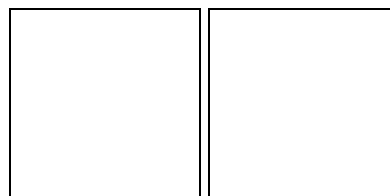


*Figuur 1.15* Vergelijking van het gemeten en gesimuleerd sedimentverlies bij een initieel vochtgehalte van 80% voor de neerslagbui op 26/12/2002

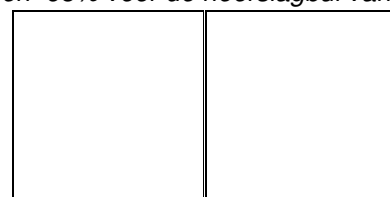
Voor de zomerperiode ligt het enigszins anders. Ter kalibratie van het model werd gebruik gemaakt van de metingen in Etikhove in de periode mei tot juni 2003. In deze meetreeks valt vooral de grote variatie op in regenintensiteiten. Neerslagbuien met een lage regenintensiteit wisselen af met zeer korte en intense stormen. Vanuit het oogpunt van erosiebestrijding is het van belang een regenbui te selecteren met een extreem karakter, om na te gaan in hoeverre erosiebestrijdingsmaatregelen in staat zijn de sedimentaanvoer voldoende te reduceren. Daarnaast is het voor sommige erosiebestrijdingsmaatregelen van belang de invloed van de ene regenbui op de volgende te begroten. Daarom werden twee regenbuien geselecteerd vlak na elkaar. De eerste regenbui startte op 18 mei 2003 om 17u30 en eindigde om 21u15. De totale neerslag bedroeg 9,4 mm, met een piekintensiteit van  $28 \text{ mm h}^{-1}$ . De tweede regenbui startte op 19 mei 2003 om 8u45 tot 16u00 en was gekenmerkt door een totale neerslaghoeveelheid van 12,6 mm (piekintensiteit  $16 \text{ mm h}^{-1}$ ).

Bij kalibratie van de eerste neerslagbui werd een initiële verzadigingsgraad van 46% gevonden, bij de kalibratie van de daaropvolgende neerslagbui werd bij een initiële verzadigingsgraad van 68% de laagste RMSE gevonden. Voor de regenbui van 18 mei werd  $2327 \text{ m}^3$  voorspeld en  $1410 \text{ m}^3$  gemeten. Voor de tweede regenbui, op 19 mei bedroeg het voorspelde volume water  $4561 \text{ m}^3$  en het gemeten volume  $3938 \text{ m}^3$ .

Uit fig. 1.16 en 1.17 blijkt eveneens dat er een tijdsverschuiving aanwezig is tussen het voorspelde en gesimuleerde piekdebiet en de sedimentafvoer. In Tabel 1.4 worden de onder- en bovengrenzen van het sedimentverlies vergeleken met de gesimuleerde waarden.



*Figuur 1.16* Vergelijking van het gemeten en gesimuleerd hydrogram bij een initieel vochtgehalte van 46% (tov verzadiging) en 68% voor de neerslagbui van respectievelijk 18 en 19 mei 2003



**Figuur 1.17** Vergelijking van het gemeten en gesimuleerd sedimentverlies voor de neerslagbui op 18/05/2003 (links) en 19/05/2003 (rechts)

**Tabel 1.4** Vergelijking gemeten en gesimuleerde sedimentverliezen, met aanduiding van de limietwaarden van het 95% betrouwbaarheidsinterval

regenbui	Sedimentverlies (ton)			
	gemeten	voorspeld	onderlimiet 95% BI	bovenlimiet 95% BI
18 mei 2003	6,32	7,09	3,95	8,69
19 mei 2003	13,81	12,19	9,66	17,97

### 1.2.4 Modelvalidatie

Na de modelkalibratie, werd het model toegepast op drie bijkomende neerslagbuien in de winterperiode en vergeleken met de metingen in Etikhove. De initiële condities werden hierbij niet aangepast. In tabel 1.5 worden de resultaten vermeld.

**Tabel 1.5** Validatie van het model voor 3 neerslagbuien in de winterperiode 2002-2003

Aanvang	Einde	Totaal Volume (m <sup>3</sup> )			Sedimentverlies (kg)		
		gemeten	voorspeld	afwijking (%)	gemeten	voorspeld	afwijking (%)
29/12 08:45u	29/12 07:15u	32925	24850	-25	70.8	189.7	168
30/12 09:45u	30/12 18:45u	17868	18010	0	143.5	223.9	56
01/01 09:00u	02/01 05:15u	27340	18076	-34	186.0	127.8	-31

Uit deze tabel blijkt dat het STM-3D model binnen bepaalde grenzen in staat is een schatting te maken van het sedimentverlies naar de waterloop. De afwijkingen die optreden zijn voor een deel te wijten aan de steeds veranderende initiële condities die voor elke regenbui kunnen verschillen, maar hier constant werden verondersteld. Een aanpassing van het model, zodat het rekening houdt met voorgaande gebeurtenissen, kan een verbetering geven van de voorspellingskracht van het model.

Voor de extreme regenbuien in de zomerperiode werd geen validatie uitgevoerd, wegens het ontbreken van voldoende regenbuien met een extreem karakter.

## 2 HOOFDSTUK 2: SCENARIO-ANALYSE

Om een idee te krijgen van het bodemverlies en van de sedimentaanvoer naar Vlaamse waterlopen, gebeurden er enkele modelberekeningen voor heel Vlaanderen (zie 2.1). Op vraag van Aminal afd. Water werd er ook berekend hoeveel de totale oppervlakte van de percelen akkergrond met een gemiddelde helling van 0-0.5%, 0.5-1%,... bedraagt. Nadien werd het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen op het bodemverlies en de sedimentexport onderzocht voor enkele stroombekkens die in erosiegevoelige zones in Vlaanderen liggen (zie 2.2).

### 2.1 Vlaanderen

Onderstaande tabel geeft een overzicht van het bodemverlies en de sedimentexport per bekken. De berekeningen gebeurden in de veronderstelling dat er

- geen erosiebestrijdingsmaatregelen genomen worden.
- groenbedekkers worden gezaaid op de akkers ter bestrijding van het bodemverlies.

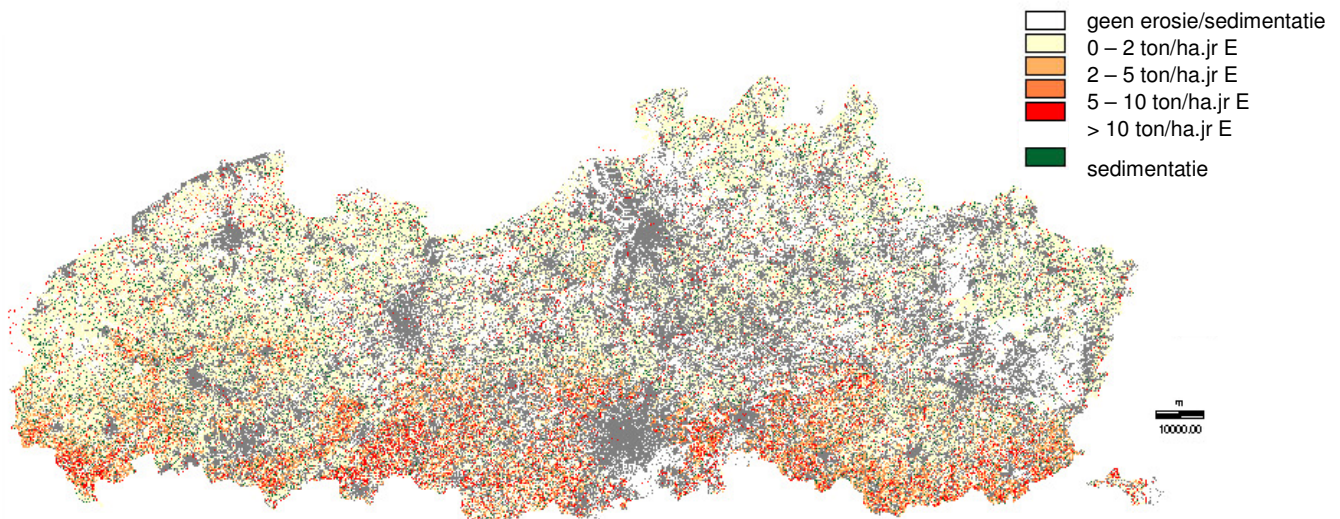
De resultaten per VHA-zone zijn in bijlage terug te vinden.

	Bekken Brugse Polders	Netebekken	Bekken Gentse Kanalen	Beneden-Scheldebekken	Ijzerbekken	Demerbekken	Leiebekken	Maasbekken	Denderbekken	Boven-Scheldebekken	Dijlebekken	totaal
<b>geen erosiebestrijdingsmaatregelen</b>												
E (ton/jaar)	59677	21388	48349	44210	157977	294717	129296	114927	152320	246164	188399	<b>1457426</b>
E (ton/ha.jaar)	0.58	0.13	0.53	0.33	1.16	1.54	1.32	0.72	2.15	2.60	1.47	1.06
SE (ton/jaar)	6989	3570	4638	7737	32833	53759	24643	26082	34155	58194.4	31401.6	<b>284002</b>
SSE (ton/ha.jaar)	0.07	0.02	0.05	0.06	0.24	0.28	0.25	0.16	0.48	0.61	0.24	0.21
SDR (%)	11.7	16.7	9.6	17.5	20.8	18.2	19.1	22.7	22.4	23.6	16.7	19.5
<b>inzaaien van een groenbedekker</b>												
E (ton/jaar)	53946	18400	42476	39296	139090	270952	112044	104365	136167	222331	170745	<b>1309813</b>
E reductie (%)	9.6	14.0	12.1	11.1	12.0	8.1	13.3	9.2	10.6	9.7	9.4	<b>10.1</b>
E (ton/ha.jaar)	0.53	0.11	0.46	0.29	1.02	1.41	1.14	0.65	1.92	2.35	1.33	0.95
SE (ton/jaar)	6567	3285	4282	7228	30523	51616	22761	24847	32433	55132	29803	<b>268475</b>
SE reductie (%)	6.0	8.0	7.7	6.6	7.0	4.0	7.6	4.7	5.0	5.3	5.1	<b>5.5</b>
SSE (ton/ha.jaar)	0.06	0.02	0.05	0.05	0.22	0.27	0.23	0.16	0.46	0.58	0.23	0.20
SDR (%)	12.2	17.9	10.1	18.4	21.9	19.0	20.3	23.8	23.8	24.8	17.5	20.5

*Tab.2.1: Bodemverlies en sedimentexport in Vlaanderen, opgesplitst per deelbekken.*

Het jaarlijkse bodemverlies in Vlaanderen bedraagt 1.5 miljoen ton of 1.06 ton/ha. Tussen de verschillende stroombekkens zijn er grote verschillen. De hoogste erosiewaarden komen voor in het Boven-Scheldebekken (2.60 ton/ha.jaar), het Denderbekken (2.15 ton/ha.jaar), het Demerbekken (1.54 ton/ha.jaar) en het Dijlebekken (1.47 ton/ha.jaar). Het jaarlijks bodemverlies is het kleinst in het Netebekken en Beneden-Scheldebekken (< 0.50 ton/ha.jaar). Door het zaaien van een groenbedekker neemt het bodemverlies in Vlaanderen met gemiddeld 10% af.

Figuur 2.1 geeft een beeld van het netto bodemverlies/sedimentatie in Vlaanderen op pixelniveau (20m x 20m).

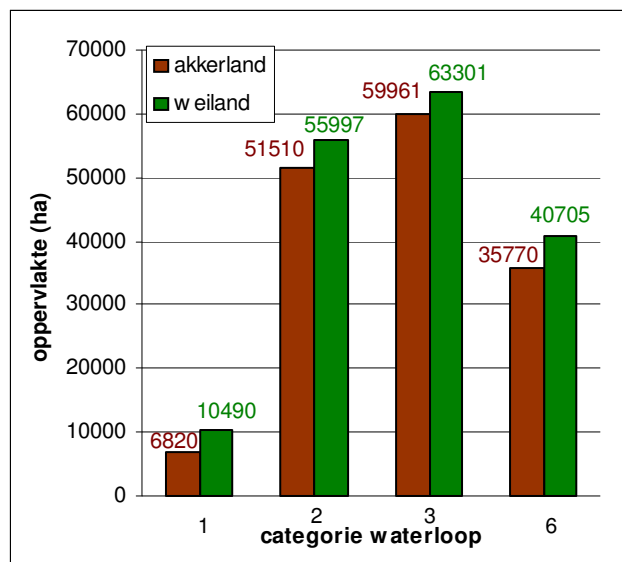


*Fig. 2.1: Netto bodemverlies (E) / sedimentatie in Vlaanderen op pixelniveau (20m x 20m).*

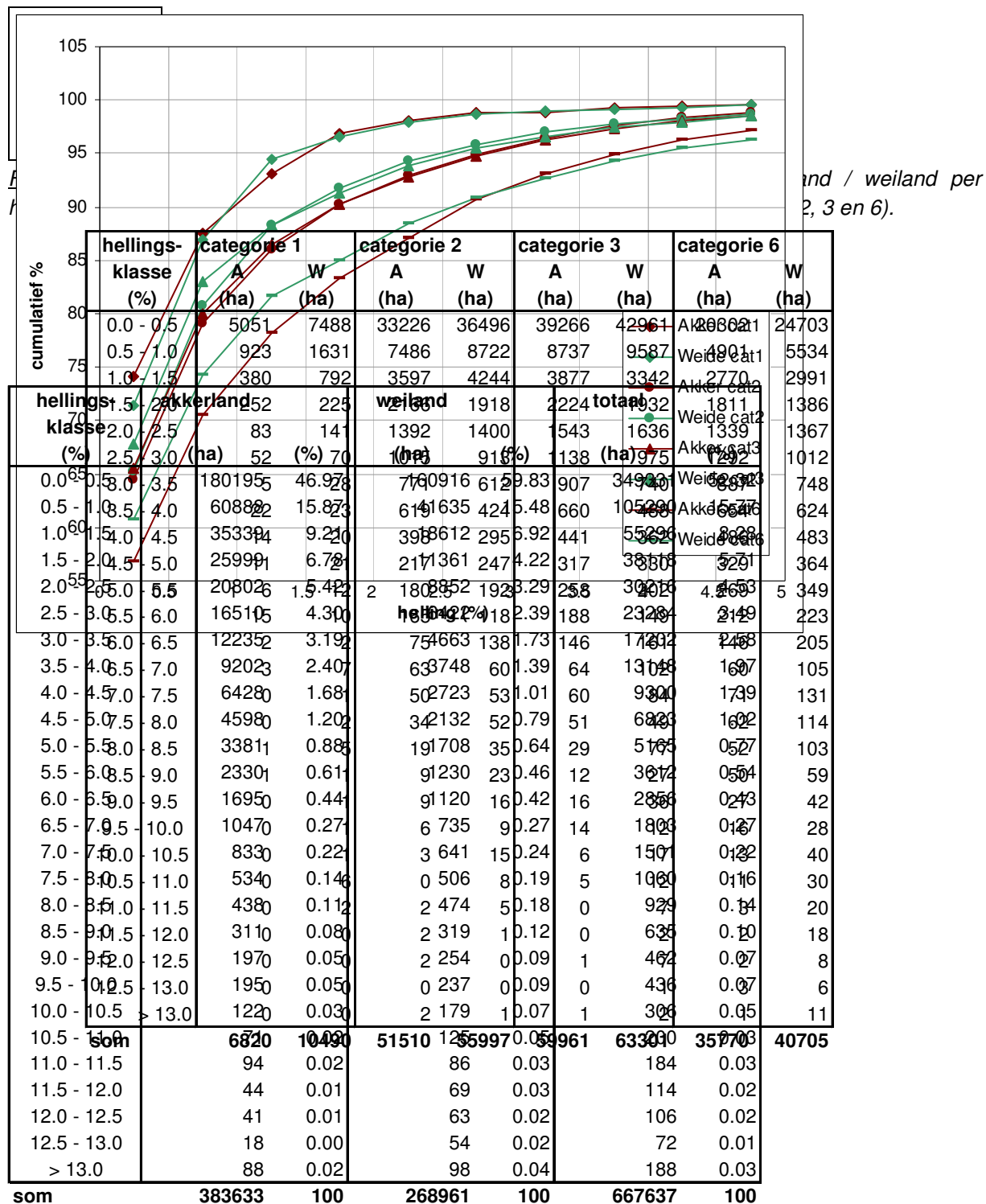
De sedimentexport naar Vlaamse waterlopen bedraagt jaarlijks 284000 ton. De onbevaarbare waterlopen van 2<sup>de</sup> en 3<sup>de</sup> categorie vangen het meeste sediment op (resp. 87779 ton/jaar en 83020 ton/jaar). In de niet-geklasseerde waterlopen komt jaarlijks 68451 ton bodemmateriaal terecht en de waterlopen van 1<sup>ste</sup> categorie ontvangen jaarlijks 8687 ton sediment. De specifieke sedimentexport is het grootst in de bekken met de hoogste erosiewaarden. Gemiddeld genomen neemt de sedimentexport met 5.5% af bij het zaaien van een groenbedekker.

Het DTM, niveau 2 (beschikbaar bij OC-GIS Vlaanderen) geeft de lokale topografie niet bijzonder goed weer. Daarom is het realistisch om aan te nemen dat zowel de bodemverliezen als de sedimentexport onderschat zijn voor Vlaanderen.

Figuur 2.2 geeft de totale oppervlakte van de percelen akkerland (A) en weiland (W) die rechtstreeks aansluiten op onbevaarbare waterlopen van 1<sup>ste</sup>, 2<sup>de</sup> en 3<sup>de</sup> categorie en op de niet geklasseerde waterlopen (categorie 6). Voor elke categorie waterlopen is de oppervlakte weiland dat rechtstreeks aansluit op de waterloop groter dan de oppervlakte akkerland. Op de waterlopen van categorie 2 en 3 sluit de grootste oppervlakte akkerland en weiland aan. Deze waterlopen vangen ook het meeste sediment op. Uit figuur 2.3 blijkt dat ongeveer 85% van de oppervlakte van de percelen akkerland die aansluiten op de waterlopen van categorie 6, een helling hebben kleiner dan 2%. Voor de waterlopen van categorie 1 bedraagt dit percentage 97%. Gemiddeld genomen liggen er langs waterlopen van categorie 6 meer percelen met steilere hellingen dan langs waterlopen van categorie 1.



*Fig. 2.2: Oppervlakte van de percelen (akkerland en weiland) die rechtstreeks aansluiten op waterlopen van categorie 1, 2, 3, en 6.*



Tabel 2.3 geeft de totale oppervlakte van de percelen akkerland en weiland in Vlaanderen die in een welbepaalde hellingsklasse voorkomen. In de hellingsklassen 0-0.5%, 0.5-1% t.e.m. 7.5-8% is de oppervlakte akkerland groter dan de oppervlakte weiland. Vanaf de klasse 8-8.5% is het net andersom (uitz. 11-11.5%): hier is de oppervlakte weiland groter dan de oppervlakte akkerland.

Tab. 2.3: Overzicht van de totale oppervlakte van de percelen akkerland / weiland in Vlaanderen waarvan de gemiddelde helling in een welbepaalde hellingsklasse ligt.

## 2.2 Stroomgebiedsniveau

### 2.2.1 Situering en kenmerken van de stroombekkens

De simulaties werden uitgevoerd voor 4 stroombekkens: het Tersaertbekken (827 ha), het Maarkebekken (5079 ha) (opgesplitst in deelbekkens), het bekken van de Mariaborrebeek (271 ha) en het Gingelombekken (5206 ha) (opgesplitst in deelbekkens). Het bekken van de Mariaborrebeek is een deelbekken van het Maarkebekken. Het werd afzonderlijk beschouwd omdat er een sedimentmeetstation in Etikhove voorkomt en het STM-3D-model (U.Gent) gecalibreerd werd op basis van deze gegevens.

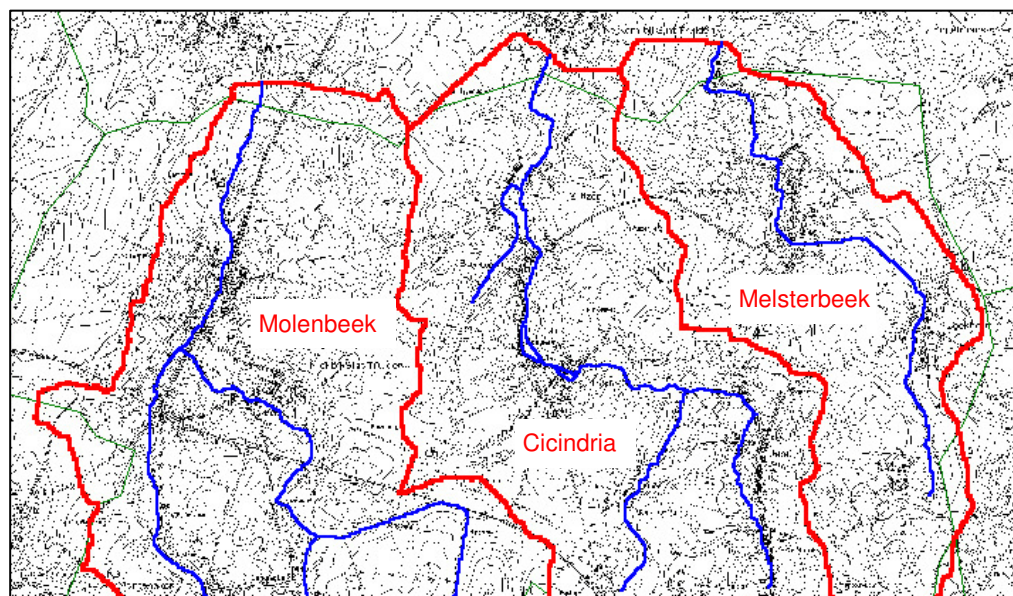
In het kader van het project 'Integraal land- en waterbeheer in landelijke gebieden met het oog op het beperken van bodemverlies en modderoverlast' (Verstraeten e.a., 2001), werden erosiebestrijdingssimulaties voor het Gingelombekken uitgevoerd. In het reductieplan worden er enkele andere erosiebestrijdingstechnieken gesimuleerd en verschillen sommige invoergegevens (o.a. C-factor). Vandaar dat de berekeningen ook voor het Gingelombekken opnieuw werden uitgevoerd.

In het Tersaert en Gingelombekken bestaat ongeveer 50% van de totale oppervlakte uit akkerland. Zowel het procentueel aandeel van de oppervlakte bos als van de oppervlakte weiland is groter in het Tersaertbekken dan in het Gingelombekken. In het stroombekken van de Maarke en van de Mariaborrebeek bestaat ongeveer 40% van de oppervlakte uit akkerland en 30% uit weiland.

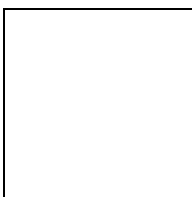
	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek (tot Etikhove)	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Meisterbeek
opp. stroombekken (ha)	827	5079	654	1778	2647	271	5206	2315	1774	1117
opp. akkerland (ha)	425	2050	282	767	1001	111	2701	1307	828	567
(%)	51	40	43	43	38	41	52	56	47	51
opp. weiland (ha)	212	1571	195	553	823	82	1046	362	394	290
(%)	26	31	30	31	31	30	20	16	22	26
opp. bos (ha)	61	260	17	69	174	6	109	54	44	11
(%)	7	5	3	4	7	2	2	2	2	1
aantal percelen	329	1367				110	1066			

Tab. 2.4: Kenmerken van de stroombekkens.

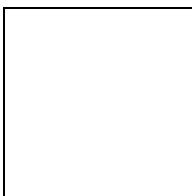
De situering van de stroombekkens op de topografische kaart is terug te vinden op fig. 2.4 t.e.m. fig. 2.6.



anduiding van de



*Fig. 2.5: Situering van het 'Tersaertbekken' op de topografische kaart, met aanduiding van de gemeentegrenzen en de waterlopen.*



*Fig. 2.6: Situering van het 'Maarkebekken' op de topografische kaart, met aanduiding van de gemeentegrenzen en de waterlopen.*

## **2.2.2 Modelberekeningen met WaTEM/SEDEM**

In de vier stroombekkens worden er verschillende erosiebestrijdingsscenario's gesimuleerd. Omdat er in het kader van het project heel wat metingen gebeurden op minimaal bewerkte akkers (K.U.Leuven) en op akkers met grasbufferstroken (UGent), wordt aan deze technieken de meeste aandacht besteed (Gillijns & Verbist e.a., 2004).

In onderstaande tabellen worden volgende afkortingen gebruikt:

E: potentieel bodemverlies (ton/jaar)

SE: sedimentexport (ton/jaar)

SSE: specifieke sedimentexport (ton/ha.jaar)

SDR : sedimentdoorvoerratio (%)

### **simulatie 1: geen erosiebestrijdingsmaatregelen**

Allereerst wordt met het WaTEM/SEDEM model berekend hoeveel bodemverlies er optreedt en hoeveel de sedimentexport naar waterlopen bedraagt indien er geen erosiebestrijdingsmaatregelen genomen worden. De resultaten zijn terug te vinden in onderstaande tabel. De waarden in de tabel zijn de referentiewaarden voor de overige simulaties.

	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek tot Etikhove	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Melsterbeek
E (ton/jaar)	11284	55716	5633	21892	28191	2835	27604	13236	8955	5413
E (ton/ha.jaar)	<b>13.6</b>	<b>11.0</b>	8.6	12.3	10.7	<b>10.4</b>	<b>5.3</b>	5.7	5.0	4.8
E akker (ton/ha.jaar)	26.5	27.2	20.0	28.6	28.2	25.6	10.2	10.1	10.8	9.6
SE (ton/jaar)	1827	18907	1492	6362	11054	984	6701	3774	2337	590
SSE (ton/ha.jaar)	<b>2.2</b>	<b>3.7</b>	2.3	3.6	4.2	<b>3.6</b>	<b>1.3</b>	1.6	1.3	0.5
SDR (%)	<b>16.2</b>	<b>33.9</b>	26.5	29.1	39.2	<b>34.7</b>	<b>24.3</b>	28.5	26.1	10.9

Tab. 2.5: Modelresultaten van simulatie 1: geen erosiebestrijdingsmaatregelen.

Het bodemverlies in het Gingelombekken (5.3 ton/ha.jaar) bedraagt ongeveer de helft van het bodemverlies in het Tersaert- en Maarke bekken (13.6 en 11.0 ton/ha.jaar). Indien enkel het akkerland wordt beschouwd, zijn de verschillen in erosiegevoeligheid nog groter. De sedimentexport is het grootst in het Maarkebekken (3.7 ton/ha.jaar), kleiner in het Tersaertbekken (2.2 ton/ha.jaar) en het kleinst in het Gingelombekken (1.3 ton/ha.jaar).

Figuren 2.7 t.e.m. 2.9 geven een beeld van het netto bodemverlies en de netto sedimentatie op pixelniveau (20m x 20m) in de verschillende stroombekkens.

Uit een vergelijking van de sedimentdoorvoerratio blijkt dat het Maarkebekken het efficiëntst is in het afvoeren van het geproduceerde sediment (SDR=34%). De sedimentdoorvoerratio in het Tersaertbekken is merkkelijk kleiner (16%), desondanks het feit dat de erosiewaarden in het Tersaertbekken en Maarkebekken van dezelfde grootte-orde zijn. De sedimentdoorvoerratio in het Gingelombekken bedraagt 24%.

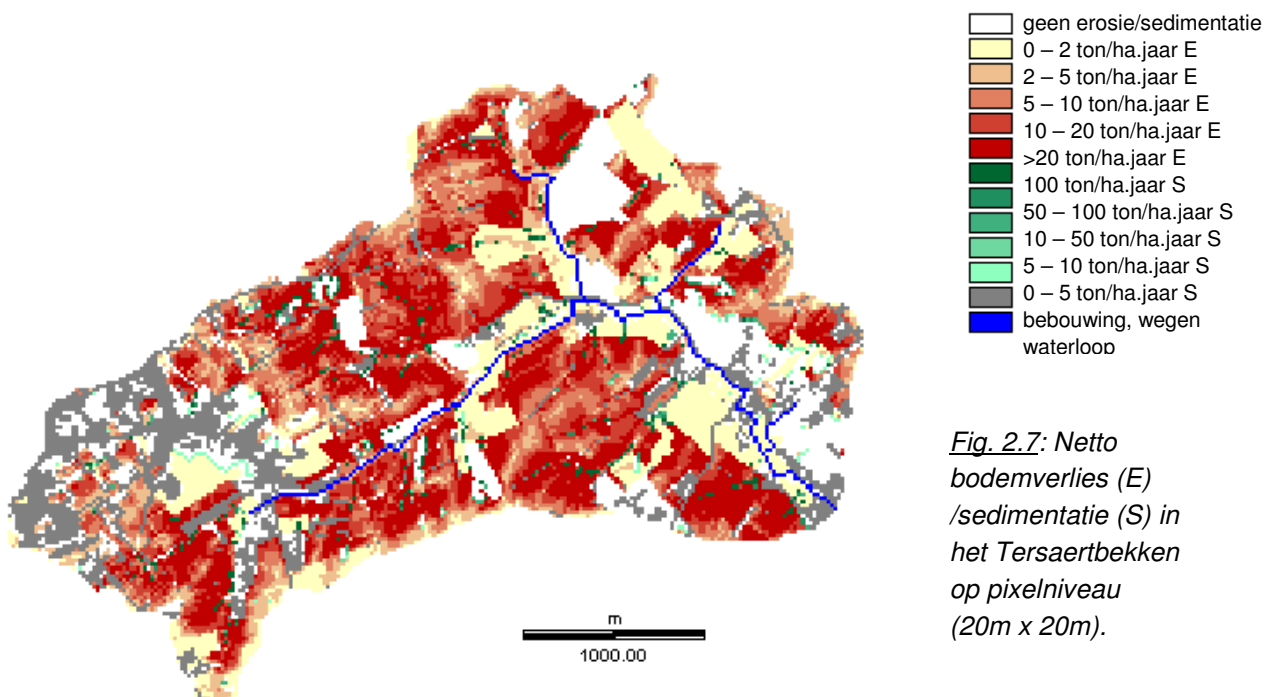
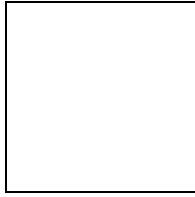
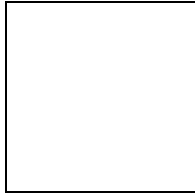


Fig. 2.7: Netto bodemverlies (E) /sedimentatie (S) in het Tersaertbekken op pixelniveau (20m x 20m).



*Fig. 2.8: Netto bodemverlies/sedimentatie in het Ginkelombekken op pixelniveau (20m x 20m).*



*Fig. 2.9: Netto bodemverlies/sedimentatie in het Maarkebekken op pixelniveau (20m x 20m).*

## **simulatie 2: inzaaien van groenbedekkers**

### werkwijze :

Indien groenbedekkers na het hoofdgewas worden gezaaid, is de bodem beter beschermd tegen de erosieve werking van regendruppels en afstromend water. Het simuleren van het zaaien van groenbedekkers, kan door de waarde van de C-factor te laten dalen. Aan de UGent werden gewasfactoren per perceel berekend, in de veronderstelling dat er na elke hoofdgewas een groenbedekker gezaaid wordt (Verbist e.a., 2004). Men gaat uit van de meest ideale situatie, waarbij ook na de oogst van maïs en bieten groenbedekkers kunnen ingezaaid worden, rekening houdend met een groeivertraging vanaf november. In de praktijk is dit niet altijd haalbaar.

### resultaten:

	<b>Tersaert</b>	<b>Maarke</b>	<b>Mariaborrebeek</b>	<b>Nederaalbeek</b>	<b>Molenbeek &amp; Pauwelsbeek</b>	<b>Mariaborrebeek tot Etikhove</b>	<b>Gingelom</b>	<b>Molenbeek</b>	<b>Cicindria</b>	<b>Melsterbeek</b>
E (ton/jaar)	10070	50676	5160	20015	25501	2604	25717	12377	8275	5064
E reductie (%)	<b>10.8</b>	<b>9.0</b>	8.4	8.6	9.5	<b>8.1</b>	<b>6.8</b>	6.5	7.6	6.4
E (ton/ha.jaar)	12.2	10.0	7.9	11.3	9.6	9.6	4.9	5.3	4.7	4.5
E akker (ton/ha.jaar)	23.7	24.7	18.3	26.1	25.5	23.6	9.5	9.5	10.0	8.9
SE (ton/jaar)	1725	17782	1406	6052	10323	939	6362	3578	2243	541
SE reductie (%)	<b>5.6</b>	<b>6.0</b>	5.8	4.9	6.6	<b>4.6</b>	<b>5.1</b>	5.2	4.0	8.3
SSE (ton/ha.jaar)	2.1	3.5	2.1	3.4	3.9	3.5	1.2	1.5	1.3	0.5
SDR (%)	17.1	35.1	27.2	30.2	40.5	36.1	24.7	28.9	27.1	10.7

*Tab. 2.6: Modelresultaten van simulatie 2: groenbedekkers.*

Uit de simulatie blijkt dat het zaaien van een groenbedekker zorgt voor een erosiereductie van 7% in het Gingelombekken, van 9% in het Maarkebekken en van 11% in het Tersaertbekken. De sedimentexport daalt ook maar in mindere mate.

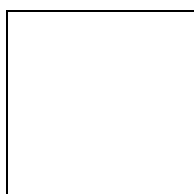
## **simulatie 3 : inzaaien van groenbedekkers, gecombineerd met onderzaai van gras in maïs**

### werkwijze :

Door het onderzaaien van gras in kuilmaïs is de bodem beter beschermd tegen rechtstreekse druppelinslag. Indien de maïsogst onder goede weersomstandigheden gebeurt, groeit het gras door en biedt het door een goede bodembedekking, voldoende bescherming tegen de herst- en winterregens. Om het onderzaaien van gras in maïs te simuleren, wordt er gewerkt met een aangepaste C-factorenkaart (Verbist e.a., 2004). In dit scenario veronderstelt men dat het maïsareaal volledig uit kuilmaïs bestaat en dat er op elk perceel met kuilmaïs gras wordt ondergezaaid.

### resultaten:

In het Gingelombekken is de erosiereductie en de sedimentexportreductie ongeveer even groot bij simulatie 2 (groenbedekker) als bij simulatie 3 (groenbedekker en onderzaaien). Dit komt omdat het areaal maïs in het Gingelombekken veel kleiner is dan in het Tersaert- en Maarkebekken. In het Gingelombekken wordt slechts op 2% van het akkerareaal één maal om de drie jaar maïs geteeld, terwijl dit in het Tersaertbekken  $\pm 20\%$  is en in het Maarkebekken  $\pm 50\%$  is. In deze laatste twee bekkens daalt het bodemverlies met ongeveer 13%. De sedimentexport daalt met respectievelijk 7% en 9% in het Tersaert – en Maarkebekken.



*Tab. 2.7: Modelresultaten van simulatie 3: groenbedekkers + onderzaai van gras in maïs.*

**simulatie 4: inzaaien van groenbedekkers, gecombineerd met minimale bodembewerking en/of directe inzaai**

werkwijze:

Bij minimale bodembewerkingstechnieken of directe inzaai wordt het hoofdgewas gezaaid in de resten van de vorige oogst of van de afgestorven groenbedekker. De bodem wordt dus niet gekeerd met een ploeg, waardoor de gewasresten aan het bodemoppervlak bewaard worden. Uit de resultaten van regenexperimenten, uitgevoerd op akkers in de Belgische Leemstreek (Gillijns & Verbist, 2004), blijkt dat gemiddeld genomen:

- de afvoer bij een minimale bewerking 70% van de afvoer bij een klassieke bewerking bedraagt. Deze waarde kan in het WaTEM/SEDEM-model ingegeven worden.
- het bodemverlies bij een minimale bewerking 58% van het bodemverlies bij een klassieke bewerking bedraagt. Dit kan gesimuleerd worden door de C-factor op akkerland te laten dalen.

Er werden 3 simulaties uitgevoerd:

- 100% van het akkerland wordt minimaal bewerkt en overal wordt een groenbedekker ingezaaid.
- 20% van de oppervlakte van het akkerland wordt minimaal bewerkt en overal wordt een groenbedekker ingezaaid
- 10% van de oppervlakte van het akkerland wordt minimaal bewerkt en overal wordt een groenbedekker ingezaaid.

De percelen werden geselecteerd op basis van de grootste (netto-) erosiegevoeligheid, t.t.z. 10% (20%) van de oppervlakte van het akkerland werd zodanig gekozen dat de meest erosiegevoelige percelen geselecteerd werden. Omdat er percelen geselecteerd worden, gaat het in de meeste gevallen niet om exact 10% (20%) van het akkerland, maar ligt het % iets hoger of lager.

De simulaties werden uitgevoerd voor het Tersaertbekken, het Maarkebekken, het bekken van de Mariaborrebeek en het Gingelombekken. Nadien werden de gegevens van de deelbekkens afgeleid uit de geproduceerde kaarten. In deze deelbekkens werd dus niet noodzakelijk 10% (20%) van de oppervlakte minimaal bewerkt.

resultaten:

Het uitvoeren van minimale bodembewerking heeft een uitgesproken effect op zowel de erosiereductie als de sedimentexportreductie (tab.2.8a). In het Tersaertbekken en het Maarkebekken dalen de erosie en de sedimentexport respectievelijk met 18% en 14%, indien 10% van het akkerareaal minimaal bewerkt wordt, en met 24% en 19%, indien 20% van het akkerareaal minimaal bewerkt wordt. In het Gingelombekken is de erosiereductie minder groot (14% en 19%), maar de reductie in sedimentexport is er groter (18% en 24%). In het Gingelombekken is de sedimentdoorvoerratio bij het minimaal bewerken van 10 tot 20% van het akkerland iets kleiner in vergelijking met simulatie 1 (geen erosiebestrijdingstechnieken).

Indien het hele akkerareaal minimaal bewerkt wordt, neemt het bodemverlies af met ongeveer 45 à 50% en de sedimentexport met ongeveer 38 à 40%.

	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek tot Etikhove	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Melsterbeek
<b>groenbedekker + min. bew. op 10% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	9239	45471	4707	18026	22739	2279	23682	11503	7286	4894
E reductie (%)	<b>18.1</b>	<b>18.4</b>	16.4	17.7	19.3	<b>19.6</b>	<b>14.2</b>	13.1	18.6	9.6
E (ton/ha.jaar)	11.2	9.0	7.2	10.1	8.6	8.4	4.5	5.0	4.1	4.4
E akker (ton/ha.jaar)	21.7	22.2	16.7	23.5	22.7	20.6	8.8	8.8	8.8	8.6
SE (ton/jaar)	1575	16262	1359	5730	9174	880	5501	3119	1897	484
SE reductie (%)	<b>13.8</b>	<b>14.0</b>	8.9	9.9	17.0	<b>10.6</b>	<b>17.9</b>	17.4	18.8	18.0
SSE (ton/ha.jaar)	1.9	3.2	2.1	3.2	3.5	3.2	1.1	1.3	1.1	0.4
SDR (%)	17.0	35.8	28.9	31.8	40.3	38.6	23.2	27.1	26.0	9.9
<b>groenbedekker + min. bew. op 20% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	8647	41933	4418	16602	20913	2117	22330	10833	6797	4700
E reductie (%)	<b>23.4</b>	<b>24.7</b>	21.6	24.2	25.8	<b>25.3</b>	<b>19.1</b>	18.2	24.1	13.2
E (ton/ha.jaar)	10.5	8.3	6.8	9.3	7.9	7.8	4.3	4.7	3.8	4.2
E akker (ton/ha.jaar)	20.3	20.5	15.7	21.7	20.9	19.1	8.3	8.3	8.2	8.3
SE (ton/jaar)	1476	15439	1334	5500	8605	846	5096	2849	1770	477
SE reductie (%)	<b>19.2</b>	<b>18.3</b>	10.6	13.5	22.2	<b>14.0</b>	<b>24.0</b>	24.5	24.3	19.2
SSE (ton/ha.jaar)	1.8	3.0	2.0	3.1	3.3	3.1	1.0	1.2	1.0	0.4
SDR (%)	17.1	36.8	30.2	33.1	41.1	40.0	22.8	26.3	26.0	10.1
<b>groenbedekker + min. bew. op 100% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	5489	28752	2959	11043	14749	1445	14920	7232	4698	2989
E reductie (%)	<b>51.4</b>	<b>48.4</b>	47.5	49.6	47.7	<b>49.0</b>	<b>45.9</b>	45.4	47.5	44.8
E (ton/ha.jaar)	6.6	5.7	4.5	6.2	5.6	5.3	2.9	3.1	2.6	2.7
E akker (ton/ha.jaar)	12.9	14.0	10.5	14.4	14.7	13.1	5.5	5.5	5.7	5.3
SE (ton/jaar)	1141	11422	942	3917	6563	608	4164	2295	1495	374
SE reductie (%)	<b>37.5</b>	<b>39.6</b>	36.9	38.4	40.6	<b>38.2</b>	<b>37.9</b>	39.2	36.0	36.6
SSE (ton/ha.jaar)	1.4	2.2	1.4	2.2	2.5	2.2	0.8	1.0	0.8	0.3
SDR (%)	20.8	39.7	31.8	35.5	44.5	42.1	27.9	31.7	31.8	12.5

Tab. 2.8a: Modelresultaten van simulatie 4: groenbedekker + minimale bodembewerking.

De reductie van het bodemverlies bij een minimale bewerking is in werkelijkheid nog groter dan de waarden afgeleid van de regensimulaties. Met de regensimulator wordt er geregend op een oppervlak van ongeveer 1m<sup>2</sup>. Metingen op dergelijke kleine proefvlakken geven steeds onderschatte waarden t.o.v. de werkelijkheid. Op sommige proefvelden werden na hevige voorjaarsregenbuien geulen gevormd. Door het opmeten van deze geulen, kan het bodemverlies begroot worden. Hieruit blijkt dat het bodemverlies bij een minimale bewerking slechts 7% van het bodemverlies bij een klassieke bewerking bedraagt. Indien deze waarden gebruikt worden in de modelberekening, bekomt men voor de Mariaborrebeek een erosiereductie van 32% (indien 10% minimaal bewerkt wordt) of 42% (indien 20% minimaal bewerkt wordt) (tab.2.8b). De sedimentexport naar waterlopen wordt gereduceerd met respectievelijk 18% en 27%.

	min. bew. op 10%	min. bew. op 20%
E (ton/jaar)	1942	1642
E reductie (%)	<b>31.5</b>	<b>42.1</b>
E (ton/ha.jaar)	7.2	6.0
E akker (ton/ha.jaar)	17.6	14.9
SE (ton/jaar)	810	720
SE reductie (%)	<b>17.7</b>	<b>26.8</b>
SSE (ton/ha.jaar)	3.0	2.7
SDR (%)	41.7	43.8

### simulatie 5 : aanleggen van grasbufferstroken langs waterlopen

werkwijze:

De aanleg van grasstroken wordt gesimuleerd door enerzijds de C-factoren kaart aan te passen (C = 0.01) en door anderzijds op te geven dat de lokale afvoer met 75% gereduceerd wordt (idem als bij weiland). De gesimuleerde grasbufferstroken zijn 20 m breed en worden aangelegd op plaatsen waar akkerland aan de waterloop grenst.

	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek tot Etikhove	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Melsterbeek
E (ton/jaar)	11143	54113	5467	21338	27308	2761	27185	13002	8838	5345
E reductie (%)	<b>1.2</b>	<b>2.9</b>	2.9	2.5	3.1	<b>2.6</b>	<b>1.5</b>	1.8	1.3	1.3
E (ton/ha.jaar)	13.5	10.7	8.4	12.0	10.3	10.2	5.2	5.6	5.0	4.8
E akker (ton/ha.jaar)	26.2	26.4	19.4	27.8	27.3	25.0	10.1	10.0	10.7	9.4
SE (ton/jaar)	1700	17527	1352	5867	10308	914	6339	3572	2227	539
SE reductie (%)	<b>7.0</b>	<b>7.3</b>	9.4	7.8	6.7	<b>7.1</b>	<b>5.4</b>	5.4	4.7	8.6
SSE (ton/ha.jaar)	2.1	3.5	2.1	3.3	3.9	3.4	1.2	1.5	1.3	0.5
SDR (%)	15.3	32.4	24.7	27.5	37.7	33.1	23.3	27.5	25.2	10.1

Tab. 2.9: Modelresultaten van simulatie 5: grasbufferstroken langs waterlopen.

#### resultaten:

Uit de resultaten blijkt dat de aanleg van grasstroken langs waterlopen nauwelijks een invloed heeft op de bodemverlieswaarde. Alleen waar steile hellingen rechtstreeks op de waterlopen aansluiten, wordt het bodemverlies gereduceerd. Bodemerosie op het akkerland blijft bestaan en ook het probleem van modder- en wateroverlast in de dorpskernen wordt door de aanleg van grasstroken langs waterlopen niet verholpen.

De sedimentexport daalt met ongeveer 5% (Gingelombekken) à 7% (Tersaert-, Mariaborrebeek- en Maarkebekken).

#### **simulatie 6: aanleggen van grasbufferstroken op percelen**

##### werkwijze:

Er worden grasbufferstroken met een breedte van 20m gesimuleerd op:

- de 10% meest (netto)-erosiegevoelige percelen
- de 20% meest (netto)-erosiegevoelige percelen
- de 10% percelen die het meeste sediment doorlaten naar het lagerliggend perceel, weg of waterloop
- de 20% percelen die het meeste sediment doorlaten naar het lagerliggend perceel, weg of waterloop

Een bijkomende voorwaarde voor de selectie van de percelen is dat ze groter moeten zijn dan 0.5 ha. De grasstroken worden aangelegd op de plaats waar het water en het sediment over de perceelsgrens stroomt.

Net als bij de simulatie van minimale bodembewerking, gebeurde de selectie van de percelen niet voor de deelbekkens afzonderlijk.

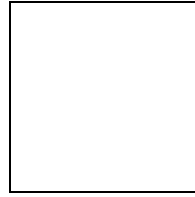
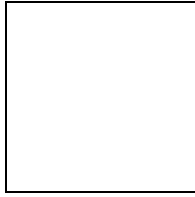
##### resultaten:

	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek tot Etikhove	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Melsterbeek
<b>grasstroken op de 10% meest (netto)-erosiegevoelige percelen</b>										
E (ton/jaar)	10883	53322	5425	20844	27054	2627	27033	13030	8683	5319
E reductie (%)	<b>3.6</b>	<b>4.3</b>	3.7	4.8	4.0	<b>7.3</b>	<b>2.1</b>	1.6	3.0	1.7
E (ton/ha.jaar)	13.2	10.5	8.3	11.7	10.2	9.7	5.2	5.6	4.9	4.8
E akker (ton/ha.jaar)	25.6	26.0	19.3	27.2	27.0	23.8	10.0	10.0	10.5	9.4
SE (ton/jaar)	1782	18061	1482	6054	10526	954	6412	3608	2253	552
SE reductie (%)	<b>2.5</b>	<b>4.5</b>	0.7	4.8	4.8	<b>3.0</b>	<b>4.3</b>	4.4	3.6	6.4
SSE (ton/ha.jaar)	2.2	3.6	2.3	3.4	4.0	3.5	1.2	1.6	1.3	0.5
SDR (%)	16.4	33.9	27.3	29.0	38.9	36.3	23.7	27.7	25.9	10.4
<b>grasstroken op de 10% meest percelen die het meeste sediment doorlaten</b>										
E (ton/jaar)	10868	53652	5451	20885	27316	2615	27142	13053	8734	5355
E reductie (%)	<b>3.7</b>	<b>3.7</b>	3.2	4.6	3.1	<b>7.8</b>	<b>1.7</b>	1.4	2.5	1.1
E (ton/ha.jaar)	13.1	10.6	8.3	11.7	10.3	9.6	5.2	5.6	4.9	4.8
E akker (ton/ha.jaar)	25.5	26.2	19.3	27.2	27.3	23.7	10.0	10.0	10.6	9.4
SE (ton/jaar)	1801	18225	1471	6094	10660	954	6484	3669	2240	575
SE reductie (%)	<b>1.4</b>	<b>3.6</b>	1.4	4.2	3.6	<b>3.0</b>	<b>3.2</b>	2.8	4.2	2.5
SSE (ton/ha.jaar)	2.2	3.6	2.2	3.4	4.0	3.5	1.2	1.6	1.3	0.5
SDR (%)	16.6	34.0	27.0	29.2	39.0	36.5	23.9	28.1	25.6	10.7
<b>grasstroken op de 20% meest (netto)-erosiegevoelige percelen</b>										
E (ton/jaar)	10653	52058	5311	20362	26386	2518	26739	12917	8560	5262
E reductie (%)	<b>5.6</b>	<b>6.6</b>	5.7	7.0	6.4	<b>11.2</b>	<b>3.1</b>	2.4	4.4	2.8
E (ton/ha.jaar)	12.9	10.2	8.1	11.4	10.0	9.3	5.1	5.6	4.8	4.7
E akker (ton/ha.jaar)	25.0	25.4	18.8	26.6	26.4	22.8	9.9	9.9	10.3	9.3
SE (ton/jaar)	1759	17765	1475	5970	10320	922	6285	3562	2168	555
SE reductie (%)	<b>3.7</b>	<b>6.0</b>	1.1	6.2	6.6	<b>6.3</b>	<b>6.2</b>	5.6	7.2	5.9
SSE (ton/ha.jaar)	2.1	3.5	2.3	3.4	3.9	3.4	1.2	1.5	1.2	0.5
SDR (%)	16.5	34.1	27.8	29.3	39.1	36.6	23.5	27.6	25.3	10.5
<b>grasstroken op de 20% meest percelen die het meeste sediment doorlaten</b>										
E (ton/jaar)	10624	52205	5296	20277	26632	2511	26776	12878	8620	5278
E reductie (%)	<b>5.8</b>	<b>6.3</b>	6.0	7.4	5.5	<b>11.4</b>	<b>3.0</b>	2.7	3.7	2.5
E (ton/ha.jaar)	12.8	10.3	8.1	11.4	10.1	9.3	5.1	5.6	4.9	4.7
E akker (ton/ha.jaar)	25.0	25.5	18.8	26.4	26.6	22.7	9.9	9.9	10.4	9.3
SE (ton/jaar)	1783	17696	1457	5859	10381	934	6343	3586	2198	559
SE reductie (%)	<b>2.4</b>	<b>6.4</b>	2.3	7.9	6.1	<b>5.1</b>	<b>5.3</b>	5.0	5.9	5.3
SSE (ton/ha.jaar)	2.2	3.5	2.2	3.3	3.9	3.4	1.2	1.5	1.2	0.5
SDR (%)	16.8	33.9	27.5	28.9	39.0	37.2	23.7	27.8	25.5	10.6

Tab. 2.10: Modelresultaten van simulatie 6: grasbufferstroken op percelen.

Net als bij de aanleg van grasstroken langs een waterloop is ook hier de erosiereductie zeer beperkt: indien op 20% van de percelen een grasstrook wordt aangelegd, daalt het bodemverlies met ongeveer 3% in het Gingelombekken en met ongeveer 6% in het Tersaert- en het Maarkebekken. De daling van de sedimentexport is ook zeer gering. Indien de 20% meest (netto)-erosiegevoelige percelen worden gekozen, daalt de sedimentexport in het Gingelom- en Maarkebekken met ongeveer 6% en in het Tersaertbekken met ongeveer 4%.

Fig. 2.10 geeft de reductie van het bodemverlies en van de sedimentexport weer in functie van het percentage akkers waarop een grasbufferstrook wordt aangelegd. Uit de grafieken blijkt dat, om de sedimentexport van de onderzochte stroombekkens te reduceren via het aanleggen van grasstroken, de grasstroken het best worden aangelegd op de meest (netto)-erosiegevoelige percelen.



*Fig. 2.10: Reductie van het bodemverlies en de sedimentexport in functie van het percentage akkers waarop een grasbufferstrook wordt aangelegd (E: grasstroken op de meest netto-erosiegevoelige percelen; S: grasstroken op percelen die het meeste sediment doorlaten).*

### **simulatie 7: extra braaklegging of bebossing**

#### werkwijze:

Er wordt extra braaklegging of bebossing gesimuleerd op 5%, 10%, 15% en 20% van het cultuurareaal. De percelen met de grootste (netto)erosiegevoeligheid worden het eerst uit productie genomen. Het gaat dus om dezelfde percelen waarop minimale bodembewerking werd gesimuleerd.

Braaklegging of bebossing wordt gesimuleerd op dezelfde manier als de aanleg van grasstroken.

#### resultaten:

In vergelijking met het toepassen van minimale bodembewerking, heeft braaklegging een groter effect op het verminderen van bodemerosie en op de reductie van de sedimentexport. Opvallend is dat de sedimentexportreductie in het Ginkelombekken zowel bij minimale bodembewerking als bij braaklegging duidelijk groter is dan de sedimentexportreductie in het bekken van de Maarkebeek en het Tersaertbekken.

	Tersaert	Maarke	Mariaborrebeek	Nederaalbeek	Molenbeek & Pauwelsbeek	Mariaborrebeek tot Eikhove	Gingelom	Molenbeek	Cicindria	Melsterbeek
<b>braaklegging op 5% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	10086	48282	4832	19188	24262	2336	24786	12048	7671	5067
E reductie (%)	<b>10.6</b>	<b>13.3</b>	14.2	12.4	13.9	<b>17.6</b>	<b>10.2</b>	9.0	14.3	6.4
E (ton/ha.jaar)	12.2	9.5	7.4	10.8	9.2	8.6	4.8	5.2	4.3	4.5
E akker (ton/ha.jaar)	23.7	23.6	17.1	25.0	24.2	21.1	9.2	9.2	9.3	8.9
SE (ton/jaar)	1554	16091	1379	5696	9016		5347	2993	1915	440
SE reductie (%)	<b>14.9</b>	<b>14.9</b>	7.6	10.5	18.4		<b>20.2</b>	20.7	18.1	25.4
SSE (ton/ha.jaar)	1.9	3.2	2.1	3.2	3.4		1.0	1.3	1.1	0.4
SDR (%)	15.4	33.3	28.5	29.7	37.2		21.6	24.8	25.0	8.7
<b>braaklegging op 10% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	9225	43198	4564	17067	21566	2044	22885	11164	6755	4965
E reductie (%)	<b>18.2</b>	<b>22.5</b>	19.0	22.0	23.5	<b>27.9</b>	<b>17.1</b>	15.7	24.6	8.3
E (ton/ha.jaar)	11.2	8.5	7.0	9.6	8.1	7.5	4.4	4.8	3.8	4.4
E akker (ton/ha.jaar)	21.7	21.1	16.2	22.3	21.5	18.5	8.5	8.5	8.2	8.8
SE (ton/jaar)	1390	14637	1368	5278	7991	845	4546	2583	1538	425
SE reductie (%)	<b>23.9</b>	<b>22.6</b>	8.3	17.0	27.7	<b>14.1</b>	<b>32.2</b>	31.6	34.2	28.0
SSE (ton/ha.jaar)	1.7	2.9	2.1	3.0	3.0	3.1	0.9	1.1	0.9	0.4
SDR (%)	15.1	33.9	30.0	30.9	37.1	41.3	19.9	23.1	22.8	8.6
<b>braaklegging op 15% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	8513	38795	4216	15319	19260	1836	21248	10171	6281	4796
E reductie (%)	<b>24.6</b>	<b>30.4</b>	25.2	30.0	31.7	<b>35.2</b>	<b>23.0</b>	23.2	29.9	11.4
E (ton/ha.jaar)	10.3	7.6	6.4	8.6	7.3	6.8	4.1	4.4	3.5	4.3
E akker (ton/ha.jaar)	20.0	18.9	15.0	20.0	19.2	16.6	7.9	7.8	7.6	8.5
SE (ton/jaar)	1303	13655	1328	5077	7250	752	4027	2121	1480	426
SE reductie (%)	<b>28.7</b>	<b>27.8</b>	11.0	20.2	34.4	<b>23.6</b>	<b>39.9</b>	43.8	36.7	27.8
SSE (ton/ha.jaar)	1.6	2.7	2.0	2.9	2.7	2.8	0.8	0.9	0.8	0.4
SDR (%)	15.3	35.2	31.5	33.1	37.6	41.0	19.0	20.9	23.6	8.9
<b>braaklegging op 20% van het akkerland</b>										
E (ton/jaar)	7818	35095	3939	13808	17348	1693	19691	9591	5590	4510
E reductie (%)	<b>30.7</b>	<b>37.0</b>	30.1	36.9	38.5	<b>40.3</b>	<b>28.7</b>	27.5	37.6	16.7
E (ton/ha.jaar)	9.5	6.9	6.0	7.8	6.6	6.2	3.8	4.1	3.2	4.0
E akker (ton/ha.jaar)	18.4	17.1	14.0	18.0	17.3	15.3	7.3	7.3	6.8	8.0
SE (ton/jaar)	1127	12422	1286	4692	6444	728	3381	1858	1128	396
SE reductie (%)	<b>38.3</b>	<b>34.3</b>	13.8	26.2	41.7	<b>26.0</b>	<b>49.5</b>	50.8	51.7	32.9
SSE (ton/ha.jaar)	1.4	2.4	2.0	2.6	2.4	2.7	0.6	0.8	0.6	0.4
SDR (%)	14.4	35.4	32.6	34.0	37.1	43.0	17.2	19.4	20.2	8.8

Tab. 2.11: Modelresultaten van simulatie 7: extra braaklegging.

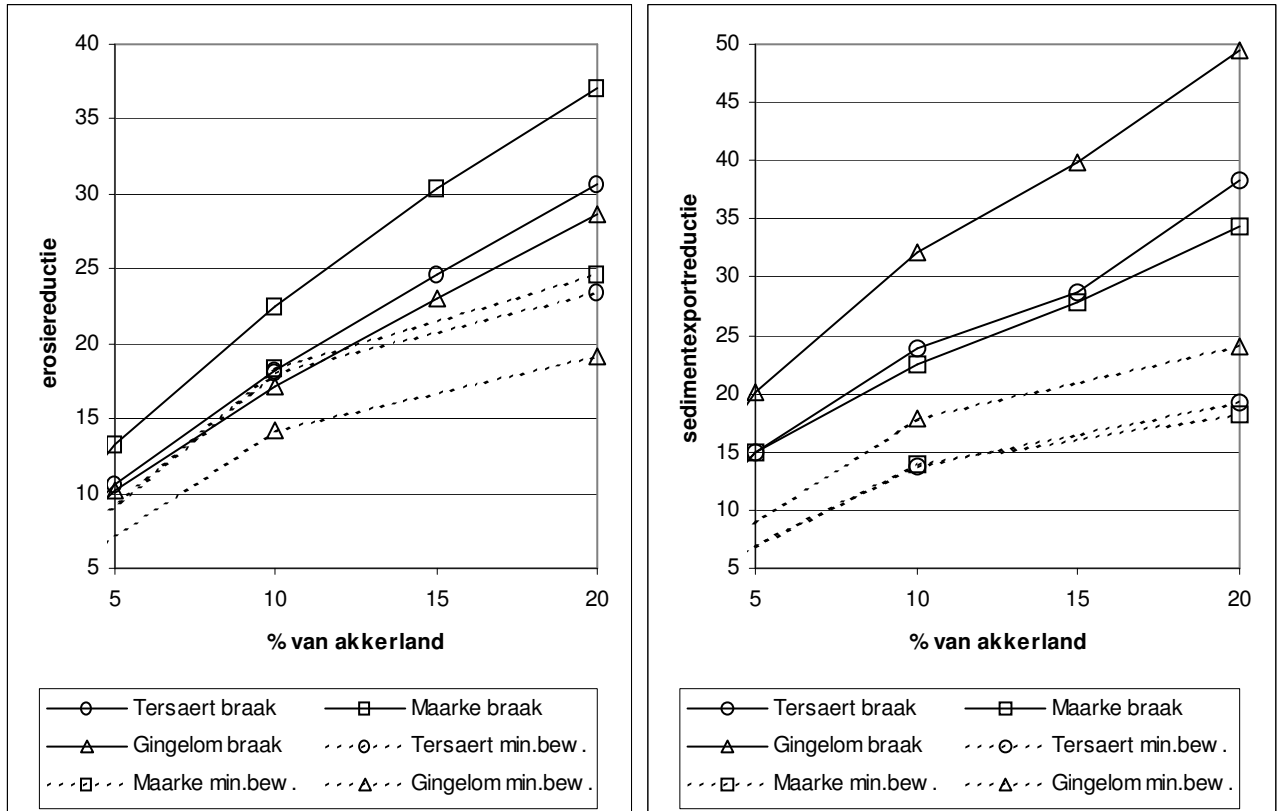


Fig. 2.11: Reductie van het bodemverlies en de sedimentexport in functie van het percentage extra braaklegging en van het percentage van het akkerland dat minimaal bewerkt wordt.

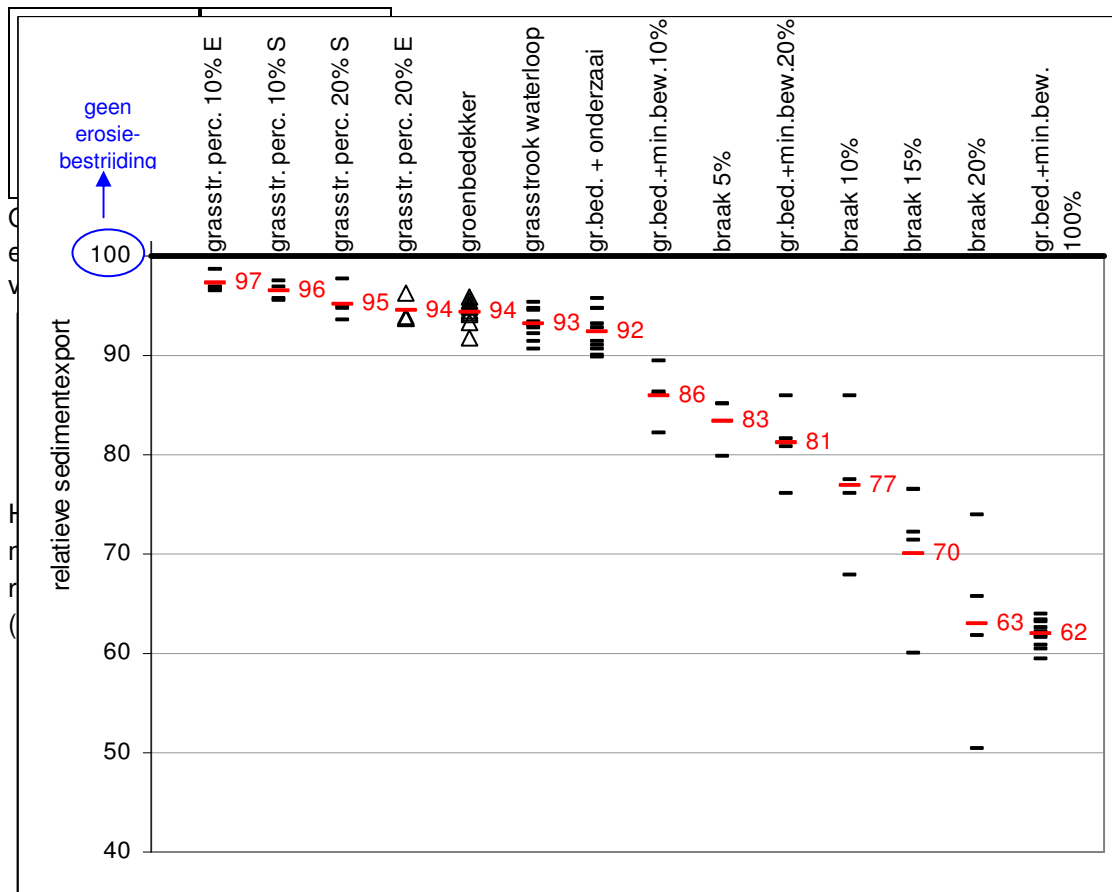
### Samenvatting en extrapolatie van de bekomen resultaten

Figuur 2.12 geeft een overzicht van het relatief bodemverlies en de relatieve sedimentexport bij het toepassen van erosiebestrijdingsmaatregelen in de verschillende stroombekkens, t.o.v. de situatie waarbij geen erosiebestrijdingsmaatregelen worden genomen.

Uit de figuren blijkt dat grasstroken langs waterlopen of op percelen nauwelijks een invloed hebben op de bodemverlieswaarde en de sedimentexportwaarde. De aanleg van een 20m brede grasbufferstrook op plaatsen waar akkerland aan de waterloop grenst, vermindert het bodemverlies met 2% en de sedimentexport met 7%. Bovendien blijft, bij het toepassen van deze maatregel, het erosieprobleem op de akkers bestaan en kan er sediment in dorpskommen afgezet worden voor het de waterloop bereikt.

Gebiedsdekkende maatregelen op de akkers zijn daarentegen meer geschikt om zowel het verlies als de export van bodemmateriaal te voorkomen. Het inzaaien van groenbedekkers, eventueel gecombineerd met het onderzaaien van gras in maïs, vermindert het bodemverlies met ongeveer 10% en de export met 6 à 8%.

Het uit productie nemen van de meest erosiegevoelige percelen biedt een oplossing voor de grote bodemverlieswaarden. Daarnaast heeft deze maatregel ook een zeer belangrijk effect op de reductie van sedimentexport. Braaklegging is echter een zeer ingrijpende maatregel voor de landbouwers. Een andere minder ingrijpende maar toch efficiënte maatregel is het minimaal bewerken of direct inzaaien van het hoofdgewas in de resten van de vorige oogst of van de afgestorven groenbedekker. Indien de 10% meest erosiegevoelige percelen op deze manier bewerkt worden, daalt het bodemverlies met 18% en de sedimentexport met 14%. Deze resultaten zijn gebaseerd op de resultaten van regenexperimenten; metingen op grotere ruimtelijke eenheden geven een grotere reductie van bodemverlies en sedimentexport aan.



en van  
oor de

ort werd  
etzelde  
anderen

geen maatregelen  
geen erosiebestrijding  
groenbedekker  
groenbedekker \*  
gr.bed. + onderzaai  
gr.bed. + min.bew. 100%  
gr.bed. + min.bew. 10%  
gr.bed. + min.bew. 20%  
grasstrook w waterloop  
grasstr. perc. 10%E  
grasstr. perc. 20%E  
grasstr. perc. 10%S  
grasstr. perc. 20%S  
braak 5%  
braak 10%  
braak 15%  
braak 20%

Fig. 2.13a

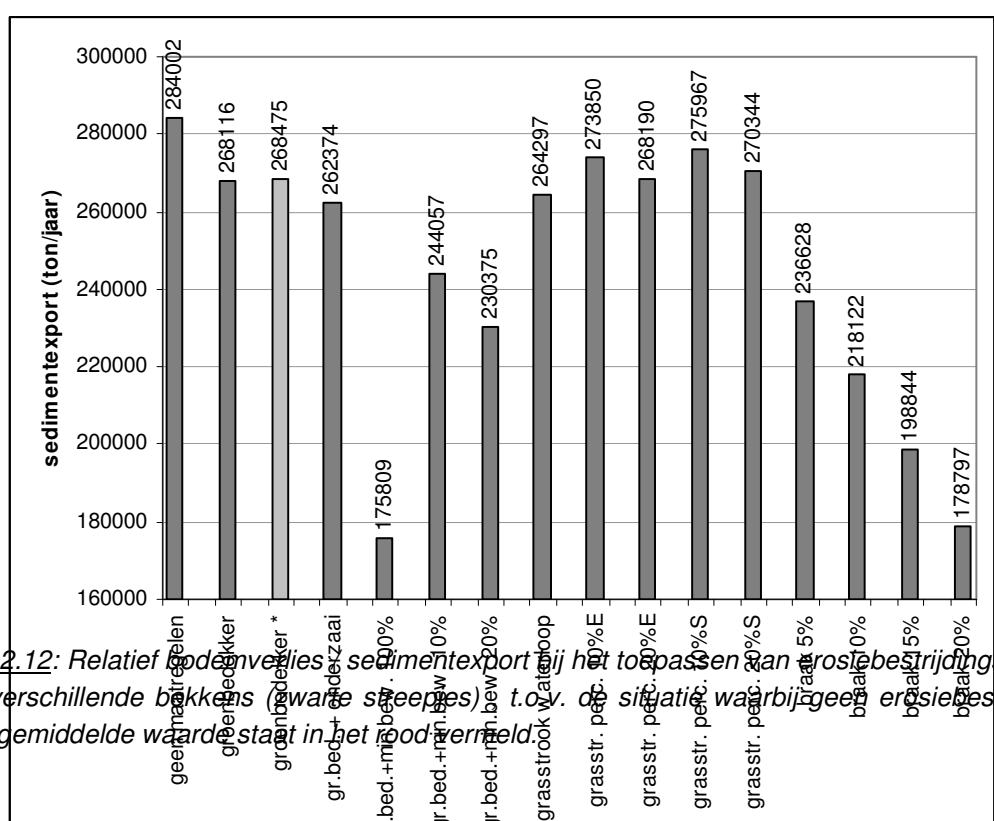


Fig. 2.12: Relatief bodenverlies sedimentexport bij het toepassen van erosiebestrijdingsmaatregelen in de verschillende bakken (warme steepes) t.o.v. de situatie waarbij geen erosiebestrijding plaatsvindt. Het gemiddelde waarde staat in het rood vermeld.

Fig. 2.13b

## 2.2.3 Modelberekeningen met STM-3D

### 2.2.3.1 Inleiding

Zoals vermeld in Hoofdstuk 1 is het STM-3D model in staat sedimentverliezen te berekenen in stroomgebieden voor afzonderlijke regenbuien. Hierbij moet rekening gehouden worden met de initiële condities. Om die initiële condities zo goed mogelijk te benaderen, werd gebruik gemaakt van de regenbuien waarvoor het hydrogram gekalibreerd werd. Zo werden dezelfde simulaties uitgevoerd voor twee regenbuien, één in de winter (op 26 december 2002) en twee in de zomer (op 18 en 19 mei 2003). In §1.2.3 worden de kenmerken van deze neerslagbuien vermeld.

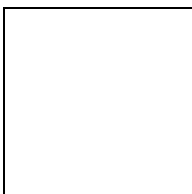
Om de simulaties uit te kunnen voeren werden een aantal kaarten aangemaakt, die gebruikt worden als invoerparameter voor het STM-3D model. Zo werden vier textuurkaarten aangemaakt (klei-, zand en leemgehalte, alsook het organische stofgehalte), een digitaal terreinmodel (DTM) en een landgebruikskaart. Op deze landgebruikskaart wordt een onderverdeling gemaakt tussen akkerlanden, graslanden, bosgebied en urbanisatie. Daarnaast wordt de waterloop hierop aangegeven. Hiervoor wordt de waterloop gebruikt uit de Vlaamse Hydrologische Atlas (VHA), zodat vertrokken wordt van dezelfde invoergegevens bij beide modellen.

### 2.2.3.2 Simulatie 1: geen erosiebestrijdingsmaatregelen

In eerste instantie werd een simulatie uitgevoerd die de sedimentaanvoer naar de waterloop begroot op basis van het actuele landgebruik. De kennis van dit landgebruik is echter beperkt. Zo werd er enkel onderscheid gemaakt tussen akkerland, bos, weide (grasland) en verstedelijkt gebied. Deze informatie was afkomstig van een veldinventarisatie in 2000 en werd vergeleken met de landgebruikspercelenkaarten van de periodes 1998 tot 2000. Op deze kaarten is er echter geen informatie beschikbaar over groenbedekkers, zodat in het model verondersteld wordt dat er op geen enkel landbouwperceel een bedekking tijdens de wintermaanden aanwezig is. Dit scenario kan dus beschouwd worden als een 'worst case scenario', waarmee de andere simulaties kunnen vergeleken worden (tabel 2.12). In fig.2.14 wordt een kaart van het stroomgebied van de Mariaborrebeek weergegeven, met aanduiding van het bodemverlies ( $\text{ton ha}^{-1}$ ) tijdens de regenbui van 18 mei 2003.

*Tabel 2.12 Gesimuleerde sedimentverliezen (ton) naar de waterloop voor de regenbuien op 26/12/2002, 18/05 en 19/05/2003 en vergelijking met de gemeten waarden in het station van Etikhove (Instituut voor Natuurbehoud), met vermelding van het 95% betrouwbaarheidsinterval*

neerslagbui	Sedimentverlies (ton)			
	gesimuleerd	gemeten	ondergrens 95% BI	bovengrens 95% BI
26 december 2002	11,58	14,60	8,36	20,83
18 mei 2003	7,09	6,32	3,95	8,69
19 mei 2003	12,19	13,81	9,66	17,97



*Figuur 2.14 Stroomgebiedskaart van het sedimentverlies ( $\text{ton ha}^{-1}$ ) op 18 mei 2003*

### 2.2.3.3 *Simulatie 2: grasbufferstroken langs de oeverzones*

Een tweede simulatie betreft het aanleggen van een bufferzone rond de waterloop. Hiervoor werden verschillende bufferlengtes gebruikt: 1m, 2m, 5m, 10m en 20m.

*Tabel 2.13 Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de oeverzones van de waterloop en vergelijking met het scenario zonder maatregelen voor de regenbui van 26/12/2002*

<b>bufferlengte (m)</b>	<b>sedimentverlies (ton)</b>	<b>reductie (%)</b>
1	8.72	25
2	7.26	37
5	5.48	53
10	4.21	64
20	3.15	73

Uit deze resultaten (tabel 2.13) blijkt dat het aanleggen van een bufferzone rond de waterloop een zeer efficiënte maatregel is bij het reduceren van de sedimentaanvoer naar waterlopen. Het sediment wordt uit het runoffwater gefilterd alvorens het in de waterloop terechtkomt. Dit heeft als voordeel dat het afstromende water na afzetting van het sediment niet meer in staat is opnieuw sediment los te maken. Hierdoor worden grote sedimentreducties bereikt. Op basis van deze resultaten blijkt dat door de aanleg van bufferstroken van 20 m rond de waterloop kan worden voorkomen dat 5,5 ton sediment in de waterloop terechtkomt tijdens een winterregenbui.

Uit tabel 2.13 blijkt eveneens dat de efficiëntie van de maatregel afneemt. In vergelijking met een buffer van 1 m is een bufferlengte van 20 m slechts in staat om drie maal meer sediment tegen te houden voor het in de waterloop terechtkomt. Deze simulatie geeft echter enkel het gedrag weer van de verschillende bufferlengtes binnen een bepaalde regenbui. Bij opeenvolgende buien zal de efficiëntie van kleinere buffers echter snel afnemen, vermits ze snel hun maximale verzadigingsgraad bereiken. Grotere bufferlengtes zullen minder snel volledig verzadigd worden met sediment, waardoor ze steeds in staat blijven sediment uit het afstromende water te filteren.

In tabellen 2.14 en 2.15 worden de resultaten vermeld van de twee neerslagbuien in de zomerperiode. Hier werd een alternatieve methodologie gevolgd. Zo werden eerst de reducties berekend voor de neerslagbuien van 18 en 19 mei 2003, maar werd eveneens gekeken naar de invloed van de eerste bui op de tweede. Zo zal de sedimentafzetting in de bufferstroken die optreedt op 18 mei als startpunt gebruikt worden bij de aanvang van de regenbui van 19 mei. Hierdoor zal de efficiëntie van de bufferstrook vanaf de start van de tweede regenbui verder afnemen.

Zo blijkt dat voor beide afzonderlijke regenbuien hoge reducties van de sedimentaanvoer naar de waterloop bereikt worden. In de bufferstrook van 20 meter wordt respectievelijk 5,9 en 9,0 ton sediment door de bufferstroken uit de afstroming gefilterd. Indien rekening gehouden wordt met het effect van de regenbui van 18 mei, dan blijkt voor de tweede regenbui slechts 7,4 ton sediment tegengehouden. Toch zal een groot deel van het aangevoerd sediment kunnen worden afgezet in de deels verzadigde bufferstrook. Voor een bufferstrook van 1 m lengte is de reductie van de sedimentaanvoer een stuk lager (11% voor de tweede regenbui) en kan de efficiëntie ervan als erosiebestrijdingsmaatregel in vraag worden gesteld.

Daarnaast valt ook op dat de reductie van de sedimentaanvoer na de eerste regenbui lager ligt, in vergelijking met de wintersituatie. Dit heeft natuurlijk te maken met de hoge sedimentinfluxen in de buffer, waardoor de grasbuffers dichter bij zijn verzadigingspunt komt, en er meer sediment zal worden doorgelaten. De sedimentdoorvoerratio (SDR) zal hoger zijn, naarmate de SSD (sedimentatiesaturatiegraad) van de grasbuffer groter wordt.

*Tabel 2.14a Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de oeverzones van de waterloop en vergelijking met het scenario zonder maatregelen voor de regenbui van 18/05/2003*

bufferlengte (m)	sedimentverlies (ton)	reductie (%)
1	4.95	30
2	3.99	44
5	2.62	63
10	1.79	75
20	1.19	83

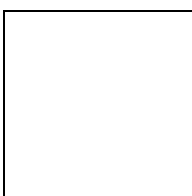
*Tabel 2.14b Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de oeverzones van de waterloop en vergelijking met het scenario zonder maatregelen voor de regenbui van 19/05/2003*

bufferlengte (m)	sedimentverlies (ton)	reductie (%)	sedimentverlies (ton) <sup>1</sup>	reductie (%) <sup>1</sup>
1	9.31	24	10.89	11
2	7.84	36	9.79	20
5	5.89	52	8.09	34
10	4.43	64	6.53	46
20	3.16	74	4.81	61

<sup>1</sup> Rekening houdend met de sedimentafzetting in de bufferstrook op het einde van de regenbui van 18 mei

#### *2.2.3.4 Simulatie 3: grasbufferstroken op de 10% meest erosiegevoelige percelen*

Deze maatregel bestaat erin bufferstroken aan te leggen op 10% van de percelen, namelijk deze die het meeste bijdragen tot de sedimentaanvoer naar de waterloop. Deze percelen dragen bij tot 55% van het sedimentverlies in de Mariaborrebeek. Voor elk perceel werd automatisch geselecteerd op welke terreinelementen een bufferstrook moest worden aangelegd. Het betreft hier deze elementen die afwateren naar een terreinelement buiten het perceel. Hierop werden in opeenvolgende simulaties bufferstroken van 1m, 2m, 5m, 10m en 20m aangelegd (fig.2.15). In tabel 2.15 worden de resultaten weergegeven, samen met de reductie ten opzichte van de simulatie zonder maatregelen.



*Figuur 2.15 Percelenkaart met aanduiding van relatieve depositie of erosie, waarbij op de 10 en 20% van de meest erosiegevoelige percelen een grasbufferstrook werd aangelegd*

*Tabel 2.15a Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 26 december 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 10% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

bufferlengte (m)	sedimentverlies (ton)	reductie (%)
1	11.31	2
2	11.08	4
5	10.64	8
10	10.05	13
20	9.41	19

*Tabel 2.15b Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 18 mei 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 10% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

<b>bufferlengte (m)</b>	<b>sedimentverlies (ton)</b>	<b>reductie (%)</b>
1	6.85	3
2	6.67	6
5	6.32	11
10	5.82	18
20	5.33	25

*Tabel 2.15c Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 19 mei 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 10% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

<b>bufferlengte (m)</b>	<b>sedimentverlies (ton)</b>	<b>reductie (%)</b>	<b>sedimentverlies (ton)<sup>1</sup></b>	<b>reductie (%)<sup>1</sup></b>
1	11.91	2	12.17	0
2	11.66	4	12.12	1
5	11.21	8	11.93	2
10	10.60	13	11.53	5
20	9.81	20	10.86	11

<sup>1</sup> Rekening houdend met de sedimentafzetting in de bufferstrook op het einde van de regenbui van 18 mei

Uit deze tabel blijkt dat de efficiënties van de bufferstroken een stuk lager liggen dan bij de bufferstroken langs de waterloop. De reden hiervoor is dat het opvangen van sediment zonder dat het afstromende water voldoende kan infiltreren, aanleiding zal geven tot nieuwe afstroming en nieuwe rillvorming. De mate waarin het 'gefilterde' water opnieuw sediment kan losmaken, door erosie van het microkanaal, is afhankelijk van de rill erodibiliteit, zoals besproken in Hoofdstuk 1 (§1.2.2.6).

Bovendien liggen de meeste erosiegevoelige percelen hoger in het landschap, waardoor ze verder verwijderd zijn van de waterloop. Op een nauwkeuriger DTM kunnen echter kleine kanaaltjes of beken onderscheiden worden tussen de percelen, zodat het aanleggen van buffers op deze akkerpercelen die rechtstreeks uitmonden in een vertakking van de waterloop wel een hogere efficiëntie oplevert.

In tabel 2.15c wordt er eveneens rekening gehouden met de invloed van de regenbui op 18 mei, zodat voor bufferstrooklengtes tot 5 m nauwelijks een bijkomende reductie optreedt van het sedimentverlies naar de waterloop. Deze bufferstroken blijken dan ook enkel in staat een deel van de sedimentaanvoer op 18 mei te reduceren (0.25 - 0.77 ton). De bufferstroken van 10 en 20 m kunnen zelfs na de eerste regenbui op 18 mei nog een (groot) deel van de sedimentafvoer beperken, voor beide regenbuien samen komt dit neer op respectievelijk 3,11 en 4,02 ton minder sedimentaanvoer naar de waterloop.

#### *2.2.3.5 Simulatie 4: grasbufferstroken op de 20% meest erosiegevoelige percelen*

Dezelfde bemerkingen gelden voor deze simulatie. In tabel 2.16 worden de resultaten vermeld. Hier valt op dat de aanleg van meer buffers ongeveer dezelfde sedimentreductie oplevert. Dit heeft te maken met het feit dat de bijkomende 10% slechts instaat voor een bijkomend 18% van het sedimentverlies in het stroomgebied van de Mariaborrebeek. Ook hier geldt dat de vrijgekomen runoff opnieuw sediment zal losmaken na het doorlopen van de bufferstrook en zo bij het in de waterloop vloeien toch nog belangrijke sedimenthoeveelheden kan aanvoeren.

*Tabel 2.16a Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 26 december 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 20% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

<b>bufferlengte (m)</b>	<b>sedimentverlies (ton)</b>	<b>reductie (%)</b>
1	10.69	8
2	10.47	10
5	10.08	13
10	9.63	17
20	9.13	21

*Tabel 2.16b Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 18 mei 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 20% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

bufferlengte (m)	sedimentverlies (ton)	reductie (%)
1	6.11	14
2	6.07	14
5	5.79	18
10	5.54	22
20	5.14	28

*Tabel 2.16c Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop op 19 mei 2003 bij de aanleg van bufferstroken met verschillende lengte op de 20% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

bufferlengte (m)	sedimentverlies (ton)	reductie (%)	sedimentverlies (ton) <sup>1</sup>	reductie (%) <sup>1</sup>
1	10.95	10	11.38	7
2	10.61	13	11.04	9
5	10.16	17	10.64	13
10	9.74	20	10.35	15
20	9.19	25	9.93	19

<sup>1</sup> Rekening houdend met de sedimentafzetting in de bufferstrook op het einde van de regenbui van 18 mei

In tegenstelling met tabel 2.15c blijkt de aanleg van een bufferstrook van 1 m op 20% van de percelen wel in staat nog een deel van de sedimentaanvoer naar de waterloop te reduceren. De reden hiervoor is dat op de bijkomende 10% van de percelen opgenomen in dit scenario, lagere sedimentdebieten optreden, die de bufferstroken niet bij de eerste regenbui zullen verzadigen, waardoor het remediërende effect van de bufferstrook langer bewaard blijft. Hieruit blijkt dan ook dat bufferstroken het meest aangewezen zijn op deze percelen waar de afstroming niet geconcentreerd plaatsvindt. Voor de percelen waar dit wel gebeurt, zullen bij voorkeur andere maatregelen moeten voorgesteld worden.

Daarnaast kan op basis van deze resultaten eveneens worden geconcludeerd dat bij het aanleggen van bufferstroken gezorgd moet worden dat het afstromende water voldoende kan infiltreren of niet meer in staat zal zijn opnieuw sediment los te maken alvorens in de waterloop te stromen. Het aanleggen van een 'verzonken bufferstrook', zoals besproken in het Richtlijnenboek (Gillijns en Verbist, 2003), waarbij het afstromende water in een depressie terecht komt alvorens de bufferstrook te verlaten, kan de lokale infiltratie sterk bevorderen.

#### *2.2.3.6 Simulatie 5: omzetting van akkerlanden in grasland*

In het STM-3D model worden percelen onder permanent grasland onderscheiden van akkerlanden. Deze percelen worden gekenmerkt door een hogere infiltratiesnelheid, wat vertaald wordt door een hogere  $K_s$ -waarde. Hierdoor zullen deze percelen nauwelijks bijdragen tot bijkomende sedimentverliezen. Wanneer akkerlanden in graslanden worden omgezet, zal de infiltratie op deze percelen sterk toenemen, waardoor het gesimuleerde debiet in de waterloop ook zal afnemen, vermits er minder afstroming optreedt. Omvorming van akkerland tot grasland, zal dus eveneens de piekafvoer beïnvloeden.

Door de resolutie van 20 op 20 meter worden kleine depressies, zoals beken tussen twee velden, opgenomen in het perceel. Hierdoor komen de vloeilijnen op het perceel te liggen in plaats van ernaast. Daarom werd ervoor gekozen de sedimentaanvoer van terreinelementen hoger gelegen dan het grasland ongehinderd door te laten, vermits het in realiteit juist naast het grasland afgevoerd wordt in beken. Indien echter de resolutie verhoogd wordt, bijvoorbeeld naar 1 op 1 m, dan kan de afvoer

langs de perceelsranden wel afzonderlijk gesimuleerd worden. Dus hoewel de graslanden zelf niet bijdragen tot een verhoging van de sedimentaanvoer naar de waterlopen, houden ze in deze simulaties ook geen sediment tegen, zoals bufferstroken dat wel doen.

Het effect van de omzetting van akkerland naar grasland wordt in tabel 2.17 aangegeven voor twee scenario's: 10 of 20% van de meest erosiegevoelige percelen wordt naar grasland omgezet.

*Tabel 2.17 Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop bij de omvorming van de 10 en 20% meest erosiegevoelige percelen naar grasland en vergelijking met het scenario zonder maatregelen*

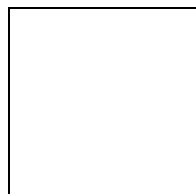
<b>regenbui</b>	<b>% erosiegevoelige percelen</b>	<b>sedimentverlies (ton)</b>	<b>reductie (%)</b>
26 december 2002	10	9.23	20
	20	4.13	64
18 mei 2003	10	5.24	26
	20	4.30	39
19 mei 2003	10	8.29	30
	20	5.25	57

Uit deze simulatie blijkt dat het omzetten van akkerland in permanent grasland een zeer effectieve maatregel is. Reducties van 20 tot 60% per regenbui werden berekend. Deze maatregel is dus zeer efficiënt wanneer ze wordt toegepast op een beperkt aantal zeer erosiegevoelige percelen.

Indien een nauwkeuriger DTM voorhanden is, kan ook worden nagegaan welke percelen rechtstreeks uitmonden op graslanden (of percelen die daarin kunnen worden omgezet). Het aanleggen (of behouden) van permanent grasland kan zo een grote bron van sedimentaanvoer op een eenvoudige en definitieve wijze elimineren. Deze situatie is echter niet veel voorkomend, vermits meestal een afvoer van het afstromende water via beken aanwezig is. Met het huidige DTM kan daar echter, zoals reeds vermeld, geen uitspraak over gedaan worden.

#### 2.2.3.7 Simulatie 6: toepassing van mulching tijdens de winterperiode

Deze simulatie werd uitgevoerd gebruik makend van de metingen in Nukerke in de voorbije drie jaren. Zo werd er in het jaarverslag van 2003 (Gillijns & Verbist, 2004) een machtsrelatie opgesteld tussen een aantal sedimenttransportvergelijkingen en de gemeten sedimentverliezen op percelen met een mulchlaag (maïsresten) tijdens 45 afzonderlijke neerslagbuien. Er werd logischerwijze gevonden dat er minder sediment werd losgemaakt in vergelijking met onbedekte percelen. De relatie die het sedimenttransport op percelen met een mulch (60% bodembedekking) beschrijft, wordt gegeven door (24):



In tabel 2.18 worden de sedimentverliezen naar de waterloop weergegeven, wanneer respectievelijk 10% en 20% van de meest erosiegevoelige percelen tijdens de wintermaanden een mulchbedekking krijgen.

**Tabel 2.18** Sedimentverliezen (ton) naar de waterloop bij de aanleg van een mulch op de 10 en 20% meest erosiegevoelige percelen en vergelijking met het scenario zonder maatregelen voor de regenbui van 26/12/2002

<b>% erosiegevoelige percelen</b>	<b>sedimentverlies (kg)</b>	<b>reductie (%)</b>
10	10.92	6
20	10.51	9

Uit deze tabel blijkt dat deze maatregel weinig sediment reduceert. Bovendien is er nauwelijks een verschil te merken tussen de twee scenario's. De reden hiervoor is dat in het model geen toename werd aangenomen van de infiltratie bij percelen waarop mulching wordt toegepast. Hierdoor zal wel de sedimentaanvoer minder zijn, maar kan het afstromend water op de aanliggende landbouwpercelen wél sediment losmaken, zodat de efficiëntie van deze maatregel afneemt. Een nauwkeuriger DTM kan ook hier een groot verschil maken tussen deze stroomlijnen die in de waterloop terechtkomen en deze die over andere percelen stromen. De efficiëntie van mulching zal bij een nauwkeuriger DTM dan ook hoger ingeschat worden.

### *2.2.3.8 Conclusie*

Uit deze simulaties is duidelijk dat niet één scenario op alle vlakken efficiënt is. Zo zullen bufferstroken sediment filteren uit het afstromende water, maar wanneer het water wordt doorgelaten kan het opnieuw sediment opnemen en geulen uitschuren. Een geschikte oplossing hiervoor, bestaat er in het water te bufferen in de nabijheid van de waterloop, zodat enerzijds de piekafvoer vertraagd wordt en het water geen kans meer krijgt geulen te vormen. Het aanleggen van infiltratiezones langs de oevers kan een efficiënte erosiebestrijdingsmaatregel zijn. Er kan hierbij gewerkt worden met verschillende etages, de zogenaamde 'riparian zones'. Bovendien werd in de simulaties het belang van de bufferlengte aangetoond. Zo kan gesteld worden dat kleine bufferlengtes in de overgrote meerderheid van de gevallen in staat zijn een groot deel van de sedimentaanvoer te reduceren. De sedimentverliezen tijdens extreme regenbuien, die in enkele uren bijdragen tot het grootste deel van het totale jaarlijkse bodemverlies, kunnen echter enkel worden gereduceerd met buffers die over een voldoende opslagcapaciteit en resistentie tegen hoge sedimentinfluxen beschikken.

Een andere efficiënte maatregel is het omvormen van de erosiegevoeligste landbouwpercelen tot grasland. Hierdoor wordt de sedimentaanvoer van hoger liggende percelen afgestopt voordat die in de waterloop terecht komt. Een verantwoord landgebruik (aangepaste teeltrotatie, groenbedekking, minimale bodembewerking,...) kan eveneens lokaal de infiltratiesnelheid verhogen, zodat een drastische maatregel zoals het omvormen tot grasland eerder als een ultiem beschermingsmiddel moet beschouwd worden.

## 2.2.4 Vergelijking van de resultaten van de twee modellen

Voor het stroombekken van de Mariaborrebeek werden sommige erosiebestrijdingsmaatregelen zowel gesimuleerd met het WaTEM / SEDEM model als met het STM-3D model. Onderstaande tabel geeft een samenvatting van de gesimuleerde sedimentexportwaarden in het stroombekken. De reductie van de sedimentexport bij het toepassen van erosiebestrijdingsmaatregelen werd berekend t.o.v. de situatie waarbij geen erosiebestrijdingsmaatregelen werden toegepast.

Tabel 2.19 Sedimentexportwaarden in het stroombekken van de Mariaborrebeek

	WaTEM/SEDEM		STM-3D						
	ton/jaar	% reductie	ton/bui			% reductie			
			A	B	C	A	B	C	
Geen erosiebestrijding	984	-	11.6	7.1	12.2	-	-	-	
Grasbuffer (20 m)	Op 10% meest erosiegevoelige percelen	954	3.0	9.4	5.3	10.9	19	25	11
	Op 20% meest erosiegevoelige percelen	922	6.3	9.1	5.1	9.9	21	28	19
Grasbuffer (20 m) langs de waterloop	914	7.1	3.1	1.2	4.8	73	83	61	
Braaklegging	Op 10% meest erosiegevoelige percelen	845	14.1	9.2	5.2	8.3	20	26	30
	Op 20% meest erosiegevoelige percelen	728	26.0	4.1	4.3	5.2	64	39	57

A: 26 december 2002; B: 18 mei 2003; C: 19 mei 2003

Een belangrijk verschil tussen de twee gebruikte modellen is de temporele resolutie. Waar het WaTEM/SEDEM model vertrekt van jaarlijkse gemiddelden, werkt STM-3D met individuele regenbuien. Hierdoor zullen de sedimentreducties in de meeste gevallen hoger liggen bij het STM-3D model, vermits de efficiëntie van de meeste erosie maatregelen zal dalen bij kort opeenvolgende regenbuien. Dit werd in het STM-3D deels opgevangen door het simuleren van twee regenbuien vlak na elkaar, waarbij de sedimentafzettingen van de eerste regenbui in rekening werd gebracht bij de berekening met de tweede regenbui.

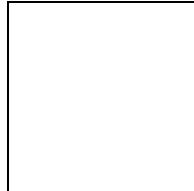
Voor het scenario 'grasbuffer op percelen' is er een zekere convergentie tussen beide modellen. Indien op 10 of 20% van de percelen in het stroomgebied een grasbuffer wordt aangelegd, daalt de sedimentexport naar waterlopen met 5 à 25%. Volgens STM-3D wordt bij een individuele regenbui de sedimentaanvoer naar de waterloop met 25% gereduceerd. Indien er meer stormen na elkaar voorkomen, zal de efficiëntie van de grasstrook bij elke opeenvolgende individuele regenbui dalen. Hierdoor is de gemiddelde sedimentexportreductie (die berekend wordt met WaTEM/SEDEM) veel kleiner dan de sedimentexportreductie berekend met STM-3D.

Een tegenstelling die opgemerkt kan worden tussen de twee modellen, is de begroting van de efficiëntie van grasbufferstroken langs waterlopen. Bij gebruik van WaTEM/SEDEM werd nauwelijks reductie vastgesteld als gevolg van het aanleggen van bufferstroken van 20m lengte, terwijl het STM-3D model grote sedimentexportreducties vaststelt bij bufferstroken, aangelegd langs waterlopen.

De verschillende resultaten hebben vooral te maken met een grote onzekerheid op de gegevens wat de efficiëntie van grasbufferstroken betreft, wat zich vertaalt in een verschillende modelbenadering. In het WaTEM/SEDEM model wordt vertrokken van volgende veronderstellingen:

- er treedt geen sedimentproductie op in de buffer
- de transportcapaciteit in grasbuffers is even groot als de transportcapaciteit in weiland, ze bedraagt m.a.w. de helft van de transportcapaciteit van akkerland. Hierdoor kan er sedimentatie in de grasbuffers optreden.

Het WaTEM/SEDEM model werd gekalibreerd op landschappen en niet op grasbufferstroken. Een juiste waarde voor de transportcapaciteit in grasbufferstroken langs waterlopen is bijgevolg niet gekend. Onderstaande tabel geeft erosiewaarden en sedimentexportwaarden weer, voor het bekken van de Mariaborrebeek, indien gewerkt wordt met nog lagere transportcapaciteitswaarden voor de grasbufferstrook. Indien de transportcapaciteit in de grasbuffer 25% bedraagt van de transportcapaciteit van akkerland, wordt de sedimentexport gereduceerd met 24%.



In het STM-3D model wordt het sedimentatieproces op zich gemodelleerd, zodat elke buffer een deel van het sediment uit het afstromende water filtert. Zoals reeds vermeld, beïnvloedt de mate van concentratie van het afstromende water in belangrijke mate de efficiëntie van grasbufferstroken. Om inschattingen te doen van de sedimentexport doorheen grasbuffers, is een nauwkeurige inschatting van deze afstromingsconcentratie zeer belangrijk. Een verhoging van het DTM van 20m naar 1m zal er op termijn voor zorgen dat het effect van deze maatregel op stroomgebiedsschaal correcter kan worden ingeschat. Momenteel wordt er een homogene helling binnen elke pixel verondersteld.

In tegenstelling tot het WaTEM/SEDEM model, werd het STM-3D model wel gekalibreerd voor grasbufferstroken. De kalibratie steunt echter op laboratoriumexperimenten. Op dit moment zijn er niet voldoende veldgegevens voorhanden om de opgestelde verbanden te valideren met lange termijnggegevens. Een verdere uitbouw van de veldmetingen is hiervoor vereist.

Een juiste begroting van de efficiëntie van grasbufferstroken kan dan pas worden uitgevoerd indien er bijkomende wetenschappelijke data verzameld wordt. Momenteel is de wetenschappelijke onzekerheid te groot om een juiste inschatting te kunnen maken van het effect van grasbufferstroken langs waterlopen op de sedimentexportreductie in een stroombekken.

Uit tabel 2.19 blijkt dat er ook een verschil tussen beide modellen bestaat wat betreft de reductie in sedimentexport, bij braaklegging. Enerzijds werd er een klein verschil vastgesteld voor beide simulaties, wat betreft de selectie van de 10 en 20% van de percelen. Voor de simulaties met het WaTEM/SEDEM model werd er braaklegging gesimuleerd op 10 % (of 20%) van de oppervlakte van het akkerland. Voor de simulaties met het STM-3D model werd er braaklegging gesimuleerd op 10% (of 20%) van de percelen akkerland. Voor het stroombekken van de Mariaborrebeek, betekent dit dat met het WaTEM/SEDEM model 11.1 ha (en 22.2 ha) akkerland braak werd gelegd, terwijl met het STM-3D model 10.8 ha (en 19.0 ha) braaklegging werd gesimuleerd. Dit kleine verschil heeft echter nauwelijks invloed op de resultaten.

Vermits in het WaTEM/SEDEM model uitgegaan wordt van een afname van de sedimenttransportcapaciteit, en er in het STM-3D model vertrokken wordt van een sterke verhoging van de lokale infiltratie, zorgt de verschillende uitgangspositie voor verschillende resultaten. Toch valt op dat het omvormen van akkerlanden naar graslanden in beide modellen een significante daling van de sedimentexport teweegbrengt. Daarnaast blijkt eveneens dat voor de meeste simulaties een verhoging van het graslandareaal naar 20% bijna dubbel zo efficiënt is in vergelijking met een verhoging met 10%. Hieruit blijkt dat deze maatregel een hoge impact heeft op de sedimentafvoer naar de waterlopen.

### 3 BESLUIT

Dit reductieplan is een poging om via verschillende benaderingen een zicht te krijgen op het erosieprobleem in Vlaanderen. Daarnaast worden een aantal erosiebestrijdingsmaatregelen gesimuleerd en wordt er gekeken naar het effect ervan op de sedimentaanvoer naar de waterlopen. Dit reductieplan is dan ook een krachtig instrument om de efficiëntie van een aantal maatregelen in te schatten. Hoewel sommige maatregelen op veldniveau een positief effect kunnen vertonen, kan de invloed op het niveau van het stroomgebied verwaarloosbaar klein worden.

In dit reductieplan werd een veelvoud van erosiebestrijdingsmaatregelen onder de loep genomen. Zo werden teeltechnische maatregelen onderzocht, zoals het inzaaien van groenbedekkers, minimale bodembewerking en grasonderzaai in maïsteelt, maar anderzijds werd ook gekeken naar de effecten van een aantal remediërende maatregelen, zoals grasbufferstroken op verschillende plaatsen in het stroomgebied. Daarnaast werd ook het scenario bekeken waarbij akkerlanden werden omgevormd tot een landgebruik waarbij de sedimentproductie wordt stopgezet, zoals omvorming tot grasland, braaklegging en bosaanplanting.

Wanneer de resultaten van beide modellen worden vergeleken, valt ook op dat het erosieprobleem zich slechts op een aantal tijdstippen voordoet. Zo wordt bijna één vierde van de jaarlijkse sedimentexport (WaTEM/SEDEM) van de Mariaborrebeek waargenomen tijdens één regenbui. Dit versterkt het inzicht dat het grootste deel van het sedimentafvoer naar de waterlopen optreedt tijdens enkele individuele regenbuien. Het gebruik van twee modellen met een totaal verschillende temporele resolutie laat dan ook toe om het probleem van de sedimentaanvoer naar de waterlopen op twee manieren te bekijken.

Hoewel de aanpak van de twee gebruikte modellen, WaTEM/SeDEM en STM-3D, sterk van karakter verschillen, kunnen toch een aantal parallellen getrokken worden in de resultaten. Zo blijkt dat het uitrotatie nemen van percelen, door ze om te vormen tot permanent grasland, in beide gevallen aanleiding geeft tot significante reducties van de sedimentaanvoer naar de waterlopen. Zo werden reducties tot 64% berekend voor individuele regenbuien, wanneer 20% van de akkerlanden in grasland worden omgevormd. Op jaarbasis wordt nog steeds één vierde minder sediment aangevoerd naar de waterloop. In beide modellen komt dit neer op het elimineren van oorsprongszones van bodemverlies. Vermits het omzetten tot grasland een drastische maatregel is, moet vooral onthouden worden dat brongerichte maatregelen veel effectiever zijn dan remediërende maatregelen. Uit talloze metingen en simulaties (WaTEM/SEDEM) is gebleken dat minimale bodembewerking hierbij een aanbevolen strategie kan zijn. Door bovendien een teeltrotatie toe te passen, met gebruik van groenbedekkers en mulching, kunnen hogere sedimentreducties bereikt worden. De toepassing van deze teeltechnieken op 10% van de meest erosiegevoelige percelen, kan zorgen voor een reductie van de sedimentafvoer met 14%.

Daarnaast blijkt dat het aanleggen van grasbufferstroken op 10 of 20% van de meest erosiegevoelige percelen een daling van de sedimentexport veroorzaakt tussen de 3 en 25%, afhankelijk van de situatie en de beschouwde periode. Een scenario waar de convergentie tussen beide modellen minder aantoonbaar is, kan worden opgemerkt bij de simulatie van grasbufferstroken langs de waterloop. Zoals besproken in §2.2.4 zijn hiervoor een aantal redenen te formuleren. Het STM-3D model voorspelt sedimentreducties voor individuele regenbuien tot 80% bij de aanleg van een buffer van 20 langs de waterloop, terwijl het WaTEM/SEDEM model een jaarlijkse reductie van 7% becijfert. Hieruit kan geconcludeerd worden dat grasbufferstroken nuttig zijn bij het reduceren van sedimentaanvoer naar de waterloop, maar dat deze maatregel enkel vruchten afwerpt zolang de grasbuffer niet verzadigd wordt. Dit is echter sterk afhankelijk van de al dan niet snelle opeenvolging van zware regenstormen in combinatie met een onbedekte bodem. Het effect van deze maatregel op langere termijn is dan ook zeer moeilijk in te schatten.

## 4 REFERENTIES

- Biesemans, J., 2000. Erosiemodellering als ondersteuning voor landbeheer in de Vlaamse Leemstreek. UGent, Doctoraatsthesis, 260pp.
- Boucneau, G., Van Meirvenne, M. and Hofman, G., 1998. Comparing pedotransfer functions to estimate soil bulk density in northern Belgium. *Pedologie-Themata*. 5:67-70.
- Campbell, G.S., 1985. *Soil physics with BASIC, Transport models for soil-plant systems*. Elsevier, Amsterdam.
- Chow, V.T., Maidment, D.R. and Mays, L.W., 1988. *Applied hydrology*. McGraw-Hill, New York.
- Chu, S.T., 1978. Infiltration during an unsteady rain. *Water Resources Research*, 14(3), p.461-466.
- De Saint venant, B., 1871. Theory of unsteady water flow, with application to river floods and to propagation of tides in river channels. *French Academy of Science*, 73, p.148-154, p.237-240.
- Declercq, F. Poesen, J., 1991. Erosiekarakteristieken van de bodem in Laag- en Midden-België. *Tijdschrift van de Belgische Vereniging voor Aardrijkskundige Studies, BEVAS*: 29-46.
- Engman, E.T., 1986. Roughness coefficients for routing surface runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112(1), p.39-59.
- Flanagan, D.C. and Nearing, M.A., 1995. *USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP)*. West-Lafayette, USDA-ARS, NSERL Report no.10 edition.
- Gilley, J.E. and Finkner, S.C., 1991. Hydraulic roughness coefficients as affected by random roughness. *Transactions of the ASAE*, 34(3), p897-903.
- Gilley, J.E., E.R. Kottwitz, and J.R. Simanton. 1990. Hydraulic Characteristics of Rills. *Transactions of the Asae*, 33, p.1900-1906.
- Gillijns, K., Verbist, K., Govers, G., Gabriels, D., Poesen, J., Van Hecke, E., 2004. Minimale bodembewerking en grasbufferstroken – eindrapport februari 2004. In opdracht van: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – afdeling Water, 74 pp.
- Gillijns, K., Verbist, K., Govers, G., Poesen, J., Van Hecke, E. & Gabriels, D., 2003. Richtlijnenboek erosiebestrijdingsmaatregelen. September 2003, 132 pp.
- Gillijns, K., Verbist, K., Govers, G., Poesen, J., Van Hecke, E. & Gabriels, D., 2004. Reductie van sedimentaanvoer naar waterlopen, vanuit landelijke gebieden: begroting en evaluatie van controlemaatregelen. Eindrapport februari 2004, 90 pp.
- Green, W.H. and Ampt, G.A., 1991. Studies on soil physics, Part I: The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science*, 4(1), p.1-24.
- Manrique, L.A. and Jones, C.A., 1991. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55, p.476-481.
- Morgan, R.P.C., 1996. *Soil erosion and conservation*. Second edition. Essex, Addison Wesley Longman Limited, 198 p.
- Nearing, M.A., Norton, L.D., Bulgakov, D.A., Larionov, G.A., West, L.T. and Dontsova, K.M., 1997. Hydraulics and erosion in eroding rills. *Water Resources Research* 33:865-876.
- Schmidt, J., 1996. Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulations-modells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Berliner Geographische Abhandlungen*, Berlin.
- Takken, I., Jetten, V., Govers, G., Nachtergaele, J., Steegen, A., 2001. The effect of tillage-induced roughness on runoff and erosion patterns. *Geomorphology*, 37: 1-14.
- Van Hoestenbergh, T., Eylebosch, J., 2003. Sediment measurements in unnavigable watercourses: a monitoring network in Flanders. In Gabriels and Cornelis (Eds) 25 years of assessment of erosion. *Proceedings of the international symposium*, Ghent, Belgium, p.263-268.
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, p.891-898.

- Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P.J.J., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15 (6), 579-591.
- Van Rompaey, A., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms* 26 (11), 1221-1236.
- Van Rompaey, A.J.J., Govers, G., Van Oost, K., Van Muysen, W., Poesen, J., 2000. Bodemerosiesnelheden op landbouwpercelen in Vlaanderen. Rapport bij de kaartbladen (1:150000): 'watererosie per landbouwperceel', 'bewerkingserosie per landbouwperceel' en 'totale erosie per landbouwperceel'. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, afd. Land.
- Verbist, K., Schiettecatte, W., Gabriels, D., 2004. Computermodel RUSLE C-factor – eindrapport januari 2004. In opdracht van: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – afdeling Land, 88 pp.
- Verbist, K., Schiettecatte, W., Gabriels, D., Biesemans, J., 2003. Usability of rainfall simulation experiments to assess soil erosion under natural rainfall. In Gabriels and Cornelis (Eds) 25 years of assessment of erosion. Proceedings of the international symposium, Ghent, Belgium, p.269-275.
- Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J. and Darius, P., 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science*, 146(6), p.389-403.
- Verstraeten G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., Poesen, J., Govers, G., 2001. Integraal land- en waterbeheer in landelijke gebieden met het oog op het beperken van bodemverlies en modderoverlast (proefproject gemeente Gingelom) – eindrapport juli 2001. In opdracht van: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – afdeling Land, 67 pp.
- Verstraeten, G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., Poesen, J., Govers, G., 2002. Evaluating an integrated approach to catchment management to reduce soil loss and sediment pollution through modelling. *Soil Use and Management*, 18: 386-394.
- Yang, C.T., Wan, S., 1991. *Journal of Hydrological Engineering*, 117, p.973-989.
- Zhang, G., Liu, B., He, X., Nearing, M.A., 2003. Detachment of undisturbed soil by shallow flow. *Soil Science Society of America Journal*, 67: 713-719.

## 5 BIJLAGE

Bodemverlies en sedimentexport per vha-zone, indien:

- geen erosiebestrijdingsmaatregelen genomen worden
- een groenbedekker wordt gezaaid

nr. vha zone	opp. (ha)	geen erosiebestrijding				groenbedekker						
		E (ton/ha)	E (ton/ ha.jaar)	SE (ton/ha)	SSE (ton/ ha.jaar)	E (ton/ha)	E (ton/ ha.jaar)	reductie (%)	SE (ton/ha)	SSE (ton/ ha.jaar)	reductie (%)	
1	6015	1339	0.22	378	0.06	1154	0.19	14	342	0.06	9	
2	2616	502	0.19	85	0.03	422	0.16	16	78	0.03	9	
3	9148	1175	0.13	197	0.02	1016	0.11	14	183	0.02	7	
4	5600	1447	0.26	241	0.04	1241	0.22	14	221	0.04	8	
5	7054	1097	0.16	251	0.04	947	0.13	14	232	0.03	7	
6	4738	850	0.18	200	0.04	729	0.15	14	184	0.04	8	
7	8986	1173	0.13	209	0.02	1014	0.11	14	195	0.02	7	
8	557	3	0.01	0	0.00	3	0.00	11	0	0.00	2	
9	2833	79	0.03	13	0.00	70	0.02	12	13	0.00	7	
10	2048	1975	0.96	240	0.12	1856	0.91	6	227	0.11	6	
11	255	46	0.18	16	0.06	39	0.15	15	15	0.06	6	
12	7274	1394	0.19	242	0.03	1199	0.16	14	218	0.03	10	
13	984	213	0.22	58	0.06	197	0.20	7	57	0.06	1	
14	3736	3976	1.06	272	0.07	3709	0.99	7	251	0.07	8	
15	1614	504	0.31	105	0.07	483	0.30	4	102	0.06	3	
16	3116	639	0.21	161	0.05	544	0.17	15	147	0.05	9	
17	6014	179	0.03	57	0.01	166	0.03	7	55	0.01	5	
18	2621	2375	0.91	275	0.10	2203	0.84	7	260	0.10	5	
19	7657	871	0.11	206	0.03	743	0.10	15	188	0.02	9	
20	287	11	0.04	3	0.01	9	0.03	15	3	0.01	12	
21	2994	2959	0.99	189	0.06	2698	0.90	9	177	0.06	6	
22	9359	1425	0.15	133	0.01	1221	0.13	14	122	0.01	8	
23	14173	1876	0.13	277	0.02	1598	0.11	15	251	0.02	9	
24	106	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0	0.00	20	
25	2724	2241	0.82	499	0.18	2113	0.78	6	480	0.18	4	
26	38	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0	
27	35	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0	
28	4936	8153	1.65	322	0.07	7489	1.52	8	300	0.06	7	
29	2415	411	0.17	34	0.01	363	0.15	12	32	0.01	7	
30	1391	130	0.09	26	0.02	113	0.08	13	25	0.02	5	
31	3019	4995	1.65	335	0.11	4663	1.54	7	318	0.11	5	
32	4620	355	0.08	126	0.03	312	0.07	12	116	0.03	8	
33	6771	9	0.00	1	0.00	9	0.00	0	1	0.00	0	
34	3153	3369	1.07	321	0.10	3197	1.01	5	309	0.10	4	
35	2026	3757	1.85	219	0.11	3507	1.73	7	209	0.10	5	
36	2126	4299	2.02	387	0.18	4009	1.89	7	366	0.17	5	
37	2271	3708	1.63	130	0.06	3416	1.50	8	122	0.05	7	
38	1	0	0.05	0	0.03	0	0.05	0	0	0.03	0	
39	13	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0	
40	1748	202	0.12	32	0.02	182	0.10	10	30	0.02	6	
41	1	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0	
42	33	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0				
43	2075	722	0.35	133	0.06	648	0.31	10	125	0.06	6	
44	10	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0				
45	1633	1617	0.99	204	0.12	1536	0.94	5	195	0.12	4	

46	773	2	0.00	0	0.00	2	0.00	13	0	0.00	17
47	2850	1393	0.49	178	0.06	1258	0.44	10	165	0.06	7
48	6841	2435	0.36	259	0.04	2172	0.32	11	242	0.04	7
49	732	253	0.35	110	0.15	233	0.32	8	103	0.14	6
50	3	1	0.33	0	0.10	1	0.29	11	0	0.09	9
51	1767	34	0.02	sedimentatie		29	0.02	16			
52	2164	473	0.22	144	0.07	422	0.20	11	132	0.06	8
53	3	0	0.07	0	0.07	0	0.07	0	0	0.07	0
54	4546	858	0.19	167	0.04	740	0.16	14	151	0.03	9
55	155	1	0.01	sedimentatie		1	0.01	14			
56	2309	1617	0.70	104	0.04	1497	0.65	7	97	0.04	6
57	4112	104	0.03	29	0.01	92	0.02	12	28	0.01	4
58	4403	1125	0.26	202	0.05	1001	0.23	11	186	0.04	8
59	6289	2320	0.37	134	0.02	2013	0.32	13	124	0.02	7
60	1876	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
61	3147	795	0.25	198	0.06	723	0.23	9	187	0.06	5
62	4238	1228	0.29	139	0.03	1103	0.26	10	129	0.03	7
63	14102	1868	0.13	144	0.01	1633	0.12	13	144	0.01	0
64	43	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
65	9809	4184	0.43	592	0.06	3824	0.39	9	551	0.06	7
66	4112	4289	1.04	410	0.10	3886	0.95	9	379	0.09	8
67	7537	267	0.04	84	0.01	234	0.03	12	80	0.01	5
68	51	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	18			
69	6843	1749	0.26	278	0.04	1520	0.22	13	258	0.04	7
70	926	111	0.12	34	0.04	98	0.11	12	31	0.03	8
71	6489	80	0.01	17	0.00	69	0.01	14	15	0.00	8
72	8390	881	0.10	194	0.02	778	0.09	12	182	0.02	6
73	252	12	0.05	3	0.01	10	0.04	13	3	0.01	2
74	12746	1447	0.11	219	0.02	1226	0.10	15	199	0.02	9
75	65	2	0.02	1	0.02	1	0.02	17	1	0.01	19
76	5773	327	0.06	63	0.01	286	0.05	13	59	0.01	7
77	136	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	3
78	5335	2069	0.39	393	0.07	1895	0.36	8	373	0.07	5
79	65	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
80	11616	1440	0.12	246	0.02	1237	0.11	14	226	0.02	8
81	5292	548	0.10	77	0.01	472	0.09	14	71	0.01	8
82	2891	569	0.20	109	0.04	540	0.19	5	105	0.04	4
83	8289	1459	0.18	299	0.04	1267	0.15	13	273	0.03	9
84	478	137	0.29	19	0.04	117	0.25	15	17	0.04	11
85	1637	1585	0.97	101	0.06	1463	0.89	8	96	0.06	5
86	76	2	0.02	0	0.00	1	0.02	6	0	0.00	10
87	19	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
88	4089	2052	0.50	94	0.02	1809	0.44	12	87	0.02	7
89	17	9	0.52	2	0.12	9	0.49	6	2	0.12	3
90	8664	418	0.05	76	0.01	365	0.04	13	71	0.01	6
91	2457	297	0.12	71	0.03	263	0.11	11	66	0.03	6
92	382	232	0.61	50	0.13	206	0.54	11	48	0.12	5
93	1194	849	0.71	39	0.03	728	0.61	14	37	0.03	7
94	9914	513	0.05	116	0.01	449	0.05	12	108	0.01	6
95	416	68	0.16	10	0.02	57	0.14	15	9	0.02	9
96	9720	608	0.06	97	0.01	522	0.05	14	91	0.01	7
97	3425	1711	0.50	263	0.08	1607	0.47	6	252	0.07	5
98	3838	506	0.13	sedimentatie		439	0.11	13			
99	4	0	0.05	0	0.00	0	0.05	0	0	0.00	0
100	9	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0

101	35	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
102	5545	449	0.08	81	0.01	387	0.07	14	77	0.01	6
103	5667	2640	0.47	304	0.05	2262	0.40	14	279	0.05	8
104	207	355	1.71	11	0.06	330	1.59	7	11	0.05	8
105	1005	121	0.12	25	0.03	103	0.10	15	23	0.02	10
106	4190	2384	0.57	355	0.08	2053	0.49	14	328	0.08	8
107	69	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
108	207	2	0.01	0	0.00	2	0.01	12	0	0.00	43
109	33	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
110	6864	906	0.13	113	0.02	786	0.11	13	104	0.02	7
111	20	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
112	4012	2154	0.54	192	0.05	2040	0.51	5	184	0.05	4
113	382	121	0.32	16	0.04	116	0.30	4	16	0.04	0
114	9269	1831	0.20	298	0.03	1580	0.17	14	280	0.03	6
115	5008	1038	0.21	208	0.04	899	0.18	13	191	0.04	8
116	17	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
117	15980	6928	0.43	491	0.03	5899	0.37	15	452	0.03	8
118	453	44	0.10	8	0.02	43	0.09	2	7	0.02	6
119	243	478	1.97	sedimentatie		457	1.88	4			
120	662	167	0.25	44	0.07	162	0.24	3	42	0.06	4
121	6550	2933	0.45	249	0.04	2574	0.39	12	231	0.04	7
122	2225	1266	0.57	186	0.08	1221	0.55	3	181	0.08	3
123	48	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
124	0	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
125	66	2	0.03	1	0.01	2	0.03	5	1	0.01	4
126	6476	3054	0.47	524	0.08	2627	0.41	14	493	0.08	6
127	105	1	0.01	0	0.00	1	0.01	18	0	0.00	8
128	4416	1145	0.26	182	0.04	989	0.22	14	167	0.04	8
129	2360	300	0.13	61	0.03	257	0.11	15	57	0.02	7
130	54	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
131	4	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
132	5035	713	0.14	102	0.02	670	0.13	6	98	0.02	4
133	11210	2709	0.24	660	0.06	2359	0.21	13	614	0.05	7
134	9314	2113	0.23	357	0.04	1823	0.20	14	328	0.04	8
135	14653	6637	0.45	1104	0.08	5569	0.38	16	1019	0.07	8
136	28	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
137	6251	2387	0.38	202	0.03	2069	0.33	13	187	0.03	7
138	2746	3187	1.16	363	0.13	2979	1.09	7	346	0.13	5
139	52	3	0.06	1	0.02	3	0.05	14	1	0.02	14
140	218	32	0.15	7	0.03	28	0.13	14	7	0.03	8
141	2	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
142	16036	4155	0.26	571	0.04	3586	0.22	14	529	0.03	7
143	67	0	0.01	0	0.01	0	0.01	8	0	0.01	8
144	27	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
145	5	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
146	4124	487	0.12	104	0.03	422	0.10	13	96	0.02	8
147	2080	693	0.33	154	0.07	594	0.29	14	141	0.07	9
148	98	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	17
149	120	2	0.01	sedimentatie		1	0.01	6			
150	3828	3443	0.90	395	0.10	3305	0.86	4	384	0.10	3
151	2811	709	0.25	150	0.05	620	0.22	13	137	0.05	9
152	356	99	0.28	14	0.04	87	0.24	12	13	0.04	7
153	2602	1117	0.43	232	0.09	952	0.37	15	208	0.08	10
154	6686	1165	0.17	214	0.03	1009	0.15	13	197	0.03	8
155	7002	2737	0.39	490	0.07	2431	0.35	11	456	0.07	7

156	6	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
157	5567	779	0.14	141	0.03	682	0.12	12	131	0.02	7
158	1283	489	0.38	63	0.05	415	0.32	15	57	0.04	9
159	2429	343	0.14	133	0.05	300	0.12	13	122	0.05	8
160	801	17	0.02	sedimentatie		15	0.02	14			
161	5027	648	0.13	129	0.03	547	0.11	15	117	0.02	9
162	3715	1242	0.33	96	0.03	1074	0.29	14	88	0.02	8
163	16	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
164	6136	1200	0.20	139	0.02	1034	0.17	14	129	0.02	8
165	42	0	0.01	0	0.01	0	0.01	8	0	0.01	8
166	261	40	0.15	5	0.02	33	0.13	18	4	0.01	16
167	7611	1006	0.13	210	0.03	856	0.11	15	193	0.03	8
168	909	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
169	5562	1087	0.20	177	0.03	935	0.17	14	167	0.03	6
170	4454	1623	0.36	182	0.04	1415	0.32	13	165	0.04	9
171	29	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
172	73	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
173	28	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
174	5809	1728	0.30	325	0.06	1464	0.25	15	301	0.05	7
175	1579	624	0.40	36	0.02	534	0.34	14	32	0.02	9
176	4188	243	0.06	60	0.01	210	0.05	13	56	0.01	7
177	4278	637	0.15	147	0.03	546	0.13	14	132	0.03	10
178	891	964	1.08	6	0.01	822	0.92	15	6	0.01	7
179	5327	3260	0.61	292	0.05	2802	0.53	14	268	0.05	8
180	18030	3038	0.17	429	0.02	2719	0.15	11	410	0.02	4
181	7300	5955	0.82	1038	0.14	4864	0.67	18	938	0.13	10
182	3894	356	0.09	8	0.00	304	0.08	14	7	0.00	17
183	10683	8457	0.79	1180	0.11	7167	0.67	15	1088	0.10	8
184	4698	282	0.06	55	0.01	244	0.05	14	50	0.01	9
185	7	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
186	614	24	0.04	8	0.01	22	0.04	7	8	0.01	3
187	1914	608	0.32	54	0.03	540	0.28	11	51	0.03	7
188	4483	3646	0.81	845	0.19	3000	0.67	18	759	0.17	10
189	5214	1683	0.32	400	0.08	1500	0.29	11	374	0.07	6
190	4257	3490	0.82	624	0.15	3110	0.73	11	600	0.14	4
191	618	1	0.00	1	0.00	1	0.00	16	1	0.00	16
192	3507	989	0.28	79	0.02	939	0.27	5	77	0.02	2
193	9954	4673	0.47	521	0.05	4054	0.41	13	494	0.05	5
194	1731	614	0.35	41	0.02	520	0.30	15	36	0.02	12
195	6699	5748	0.86	571	0.09	5452	0.81	5	554	0.08	3
196	7955	985	0.12	162	0.02	840	0.11	15	150	0.02	8
197	17	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
198	8	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
199	121	0	0.00	0	0.00	0	0.00	3	0	0.00	3
200	4277	475	0.11	87	0.02	418	0.10	12	80	0.02	8
201	974	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
202	7960	2626	0.33	267	0.03	2305	0.29	12	251	0.03	6
203	1882	696	0.37	84	0.04	605	0.32	13	75	0.04	11
204	5531	2098	0.38	156	0.03	1831	0.33	13	145	0.03	7
205	4861	185	0.04	47	0.01	158	0.03	14	43	0.01	9
206	6046	2141	0.35	248	0.04	1853	0.31	13	228	0.04	8
207	6460	408	0.06	88	0.01	363	0.06	11	82	0.01	7
208	7699	678	0.09	153	0.02	573	0.07	16	140	0.02	9
209	5981	2679	0.45	489	0.08	2341	0.39	13	457	0.08	6
210	3915	974	0.25	106	0.03	841	0.21	14	97	0.02	9

211	2808	2235	0.80	312	0.11	2083	0.74	7	297	0.11	5
212	5362	9079	1.69	1743	0.33	7306	1.36	20	1558	0.29	11
213	6575	7042	1.07	1216	0.18	5787	0.88	18	1091	0.17	10
214	2291	102	0.04	19	0.01	88	0.04	13	18	0.01	6
215	2402	2323	0.97	194	0.08	2181	0.91	6	187	0.08	3
216	11	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
217	3232	2187	0.68	300	0.09	1870	0.58	14	275	0.09	8
218	9782	5371	0.55	946	0.10	4684	0.48	13	875	0.09	8
219	29	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
220	6005	7193	1.20	613	0.10	6689	1.11	7	582	0.10	5
221	1813	428	0.24	70	0.04	373	0.21	13	66	0.04	6
222	5355	6207	1.16	1280	0.24	4981	0.93	20	1122	0.21	12
223	3151	2335	0.74	394	0.12	1898	0.60	19	352	0.11	11
224	4717	2111	0.45	634	0.13	1827	0.39	13	582	0.12	8
225	7734	4950	0.64	456	0.06	4269	0.55	14	418	0.05	8
226	2097	500	0.24	67	0.03	443	0.21	11	65	0.03	4
227	8284	7165	0.86	1117	0.13	5724	0.69	20	998	0.12	11
228	9772	10406	1.06	1779	0.18	8949	0.92	14	1635	0.17	8
229	1161	720	0.62	91	0.08	634	0.55	12	87	0.08	4
230	5277	9040	1.71	1288	0.24	7988	1.51	12	1224	0.23	5
231	2218	447	0.20	25	0.01	393	0.18	12	20	0.01	21
232	5729	7580	1.32	1573	0.27	6741	1.18	11	1474	0.26	6
233	6353	13738	2.16	3037	0.48	12351	1.94	10	2871	0.45	5
234	6990	2720	0.39	234	0.03	2415	0.35	11	219	0.03	6
235	4287	7209	1.68	1088	0.25	6381	1.49	11	1025	0.24	6
236	826	2493	3.02	57	0.07	2298	2.78	8	51	0.06	9
237	5229	18008	3.44	2864	0.55	16152	3.09	10	2737	0.52	4
238	98	75	0.77	2	0.02	68	0.69	10	2	0.02	1
239	1651	880	0.53	117	0.07	785	0.48	11	110	0.07	6
240	3071	4546	1.48	840	0.27	4032	1.31	11	794	0.26	5
241	6455	9490	1.47	884	0.14	8358	1.29	12	815	0.13	8
242	132	44	0.33	3	0.02	39	0.29	11	3	0.02	1
243	4882	600	0.12	20	0.00	534	0.11	11	15	0.00	26
244	3565	701	0.20	158	0.04	601	0.17	14	142	0.04	10
245	4611	5732	1.24	941	0.20	5152	1.12	10	895	0.19	5
246	59	0	0.00	0	0.00	0	0.00	7	0	0.00	21
247	10367	17838	1.72	3544	0.34	15169	1.46	15	3277	0.32	8
248	5742	10458	1.82	953	0.17	9334	1.63	11	895	0.16	6
249	7205	1464	0.20	558	0.08	1347	0.19	8	510	0.07	9
250	6830	8486	1.24	515	0.08	7527	1.10	11	479	0.07	7
251	4421	3699	0.84	855	0.19	3237	0.73	12	799	0.18	6
252	1325	1193	0.90	363	0.27	1037	0.78	13	331	0.25	9
253	6464	2350	0.36	116	0.02	2044	0.32	13	113	0.02	2
254	4283	8136	1.90	1058	0.25	7252	1.69	11	957	0.22	10
255	14	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
256	5822	12521	2.15	2570	0.44	11207	1.93	10	2431	0.42	5
257	1114	25	0.02	11	0.01	23	0.02	8	11	0.01	1
258	4197	168	0.04	sedimentatie		152	0.04	9			
259	3727	2616	0.70	1012	0.27	2335	0.63	11	937	0.25	7
260	10768	352	0.03	sedimentatie		307	0.03	13			
261	4079	4437	1.09	814	0.20	3945	0.97	11	770	0.19	5
262	2828	3210	1.14	629	0.22	2756	0.97	14	585	0.21	7
263	7095	778	0.11	200	0.03	683	0.10	12	186	0.03	7
264	6628	10860	1.64	1742	0.26	9954	1.50	8	1676	0.25	4
265	5489	12662	2.31	3222	0.59	11223	2.04	11	3012	0.55	7

266	152	57	0.38	25	0.16	54	0.36	6	24	0.16	3
267	6200	3816	0.62	443	0.07	3430	0.55	10	418	0.07	6
268	6858	3862	0.56	785	0.11	3205	0.47	17	708	0.10	10
269	2151	572	0.27	259	0.12	529	0.25	8	245	0.11	5
270	13382	4493	0.34	711	0.05	4104	0.31	9	695	0.05	2
271	8108	20979	2.59	5142	0.63	19019	2.35	9	4921	0.61	4
272	10100	7945	0.79	2082	0.21	7254	0.72	9	2008	0.20	4
273	7302	8924	1.22	1770	0.24	7925	1.09	11	1690	0.23	4
274	2984	1028	0.34	166	0.06	894	0.30	13	152	0.05	9
275	3775	13571	3.60	2299	0.61	12011	3.18	11	2152	0.57	6
276	10030	24711	2.46	5270	0.53	22161	2.21	10	5032	0.50	5
277	9512	18555	1.95	2877	0.30	17611	1.85	5	2805	0.29	2
278	144	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
279	3190	9281	2.91	2345	0.74	8249	2.59	11	2211	0.69	6
280	2747	431	0.16	83	0.03	378	0.14	12	78	0.03	6
281	3501	2777	0.79	610	0.17	2277	0.65	18	539	0.15	12
282	16241	2	0.00	sedimentatie		2	0.00	13			
283	10885	14650	1.35	2110	0.19	12397	1.14	15	1923	0.18	9
284	66	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
285	8743	22025	2.52	4830	0.55	20433	2.34	7	4686	0.54	3
286	5893	26590	4.51	5853	0.99	24037	4.08	10	5543	0.94	5
287	5829	13715	2.35	3557	0.61	12169	2.09	11	3337	0.57	6
288	2374	1694	0.71	488	0.21	1550	0.65	8	472	0.20	3
289	137	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
290	8763	28024	3.20	6292	0.72	25452	2.90	9	5960	0.68	5
291	4573	11644	2.55	2056	0.45	10471	2.29	10	1943	0.42	5
292	374	762	2.04	202	0.54	681	1.82	11	188	0.50	7
293	4225	12081	2.86	1820	0.43	11477	2.72	5	1762	0.42	3
294	4818	14441	3.00	1734	0.36	12833	2.66	11	1600	0.33	8
295	5405	30037	5.56	8126	1.50	26864	4.97	11	7714	1.43	5
296	5378	17757	3.30	5420	1.01	15666	2.91	12	4992	0.93	8
297	4617	7124	1.54	1497	0.32	6167	1.34	13	1376	0.30	8
298	3708	11831	3.19	2024	0.55	10907	2.94	8	1930	0.52	5
299	3930	14550	3.70	4699	1.20	12701	3.23	13	4366	1.11	7
300	6318	10973	1.74	2016	0.32	10097	1.60	8	1931	0.31	4
301	5115	12513	2.45	2166	0.42	11170	2.18	11	2079	0.41	4
302	1897	1417	0.75	253	0.13	1268	0.67	10	226	0.12	11
303	5811	13810	2.38	2174	0.37	12948	2.23	6	2084	0.36	4
304	5051	8090	1.60	1646	0.33	7642	1.51	6	1573	0.31	4
305	4589	4825	1.05	1008	0.22	4371	0.95	9	975	0.21	3
306	6226	13485	2.17	3023	0.49	11977	1.92	11	2830	0.45	6
307	7092	8399	1.18	1432	0.20	7472	1.05	11	1322	0.19	8
308	8843	23461	2.65	5246	0.59	21859	2.47	7	5034	0.57	4
309	5371	19504	3.63	4207	0.78	17507	3.26	10	4028	0.75	4
310	4931	14405	2.92	3942	0.80	12847	2.61	11	3724	0.76	6
311	5363	46876	8.74	13194	2.46	42598	7.94	9	12459	2.32	6
312	6339	14759	2.33	2241	0.35	13589	2.14	8	2162	0.34	4
313	7608	18741	2.46	2755	0.36	17055	2.24	9	2636	0.35	4
314	5906	5978	1.01	1406	0.24	5223	0.88	13	1305	0.22	7
315	4504	16389	3.64	2918	0.65	15264	3.39	7	2839	0.63	3
316	5853	26227	4.48	6594	1.13	24842	4.24	5	6411	1.10	3
317	7262	14316	1.97	2468	0.34	13015	1.79	9	2361	0.33	4
318	8579	35653	4.16	9785	1.14	33356	3.89	6	9431	1.10	4
319	0	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
320	209	505	2.42	sedimentatie		447	2.14	12			

321	6651	18831	2.83	4318	0.65	17241	2.59	8	4118	0.62	5
322	7311	25785	3.53	3196	0.44	23267	3.18	10	3010	0.41	6
323	1914	12529	6.55	3923	2.05	11324	5.92	10	3687	1.93	6
324	5323	7093	1.33	961	0.18	6462	1.21	9	933	0.18	3
325	2	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
326	41	0	0.00	sedimentatie		0	0.00	0			
327	19	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
328	7570	29972	3.96	4757	0.63	27975	3.70	7	4631	0.61	3
329	9375	34166	3.64	7998	0.85	31100	3.32	9	7609	0.81	5
330	5105	15323	3.00	2664	0.52	13589	2.66	11	2511	0.49	6
331	147	28	0.19	sedimentatie		26	0.18	7			
332	1	0	0.04	0	0.03	0	0.04	0	0	0.03	0
333	4859	28050	5.77	5775	1.19	24819	5.11	12	5402	1.11	6
334	4315	10402	2.41	1527	0.35	9479	2.20	9	1459	0.34	5
335	3611	12075	3.34	2408	0.67	11080	3.07	8	2288	0.63	5
336	3408	28679	8.42	5662	1.66	25976	7.62	9	5464	1.60	4
337	7449	21392	2.87	5304	0.71	19175	2.57	10	5033	0.68	5
338	786	2478	3.15	581	0.74	2333	2.97	6	557	0.71	4
339	1659	13676	8.24	4416	2.66	11873	7.16	13	4100	2.47	7
340	5164	13831	2.68	4099	0.79	12713	2.46	8	3923	0.76	4
341	3436	12839	3.74	3307	0.96	11635	3.39	9	3136	0.91	5
342	94	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
343	45	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0	0.00	0
344	471	1710	3.63	320	0.68	1577	3.35	8	301	0.64	6
345	9750	22250	2.28	6289	0.65	20451	2.10	8	6007	0.62	4