Vlaanderen
is omgeving

Operationaliseren en optimaliseren van het submodel WaTEM/SEDEM in CN-WS voor de modellering van erosie en sedimenttransport in Vlaanderen

Eindrapport

DEPARTEMENT
OMGEVING

omgevingvlaanderen.be

Operationaliseren en optimaliseren van het submodel WaTEM/SEDEM in CN-WS voor de modellering van erosie en sedimenttransport in Vlaanderen

Deze studie betreft de optimalisering en operationalisering van de modellering van erosie en sedimenttransport met het WaTEM/SEDEM model. Dit model wordt ingezet om sedimentstromen op het land en sedimentaanvoer naar het watersysteem (waterlopen, grachten en riolering) te berekenen en de impact van erosiebestrijdingsmaatregelen te begroten. Concrete eindresultaten zijn een eerst doorrekening van de actuele toestand in Vlaanderen en een impactbeoordeling van enkele toekomstscenario's.

Dit rapport bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse Overheid.

COLOFON

Verantwoordelijke uitgever
Peter Cabus
Departement Omgeving
Vlaams Planbureau voor Omgeving
Koning Albert II-laan 20 bus 8, 1000 Brussel
vpo.omgeving@vlaanderen.be
www.omgevingvlaanderen.be

Auteurs
Daan Renders, Johan Van de Wauw, Sacha Gobeyn – Fluves
Nele Van Ransbeeck - Vlaamse Milieumaatschappij
Petra Deproost – Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving

Wijze van citeren
Renders, D., Gobeyn, S., Van de Wauw, J., Van Ransbeeck, N., Deproost, P. (2021). Operationaliseren en optimaliseren van het submodel WaTEM/SEDEM in CN-WS voor de modellering van erosie en sedimenttransport in Vlaanderen. Departement Omgeving, Brussel, 128 pp.

PARTNERS

FLUVES

VLAAMSE MILIEUMAATSCHAPPIJ

MANAGEMENTSAMENVATTING

Het inschatten van erosie, sedimentaanvoer naar het watersysteem en de impact van erosiebestrijdingsmaatregelen is van uitermate belang voor een doelgericht erosiebeleid, het ontwikkelen van erosiebestrijdingsstrategieën en een duurzaam sedimentbeheer. Het sedimentmodel CN-WS, ontwikkeld tussen 2013 en 2016, wordt sinds enkele jaren gebruikt om bodemerosie, sedimenttransport en de oppervlakkige afstroming van water te modelleren en de effecten van verschillende types erosiebestrijdingsmaatregelen op deze processen te evalueren. Het model is ruimtelijk verdeeld waardoor binnen een stroomgebied zones met hoge bodemerosie of veel sedimenttransport geïdentificeerd kunnen worden. Het doel van deze opdracht is om het deelmodel WaTEM/SEDEM (WS) te optimaliseren en te operationaliseren. De huidige opdracht focust op het ontwikkelen en gebruiksklaar maken van het model, het verzamelen van inputdata, het verwerken van datalagen en het toepassen van het model op schaal Vlaanderen. Een belangrijk element in de uitwerking is standaardisatie en transparantie in de ontwikkeling van CN-WS. Hiervoor zijn standaard scenario's uitgewerkt en is een geautomatiseerde datastroom ontwikkeld. De resultaten van deze studie tonen aan dat het model gebruikt kan worden om het effect van erosiebeheermaatregelen in te schatten en een globale inschatting te geven van de toestand op schaal Vlaanderen. Ze tonen ook aan dat standaardisatie in de toekomst zeer belangrijk is om resultaten te kunnen vergelijken. Daarom wordt voorgesteld om alle toekomstige ontwikkelingen van het model te laten verlopen via een versiebeheer op een toegewijd GitHub platform. Dit platform moet er in de toekomst voor zorgen dat ontwikkelingen transparant, gestandaardiseerd en open verlopen. Toekomstige ontwikkelingen moeten zich focussen op het opnieuw kalibreren van het model met geüpdatete inputdata (1), het operationaliseren van het codebeheer, bijbehorende documentatiesites en het rekenplatform (2), het evalueren van potentiële modelaanpassingen om de modellering van erosie en sedimenttransport verder te verbeteren (3) en het gebruiksvriendelijk ontsluiten van de meest relevante modeloutput via het dataplatform 'Sedimentverkenner' van Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV) (4).

INHOUDSTAFEL

1 Inleiding 6
1.1 Historiek 6
1.2 Doel van de opdracht 6
2 WATEM/SEDEM 8
2.1 Gemiddeld jaarlijks bodemverlies (RUSLE) 8
2.2 Sedimenttransport (TC) 9
2.3 Netto versus bruto erosie 10
2.4 Afstromingsalgoritme 11
2.5 Definities 12
3 Verzamelen en verwerken van inputdata 14
3.1 Digitiaal hoogtemodel 15
3.2 CN-WS landgebruiks- en percelenkaart (CN-WS perceelskaart) 15
3.3 Erosiebestrijdingsmaatregelen binnen CN-WS 17
3.3.1 Grasbufferstroken 17
3.3.2 Bufferbekkens 18
3.3.3 Teelttechnische maatregelen 18
3.3.4 Geleidende dammen en grachten 19
3.4 Riolering en grachten binnen CN-WS 19
3.5 Bodemerosiegevoeligheidsfactor K 19
3.6 Neerslagerosiviteitsfactor R 20
3.7 Gewas- en bedrijfsvoeringsfactor C 20
3.8 Kalibratieparameters 21
3.9 Andere modelparameters 22
3.10 CN-module 23
4 Bronbestanden landgebruik, riolering en erosiebestrijdingsmaatregelen (EBM) 25
4.1 Landbouwpercelen 25
4.2 Erosiebestrijdingsmaatregelen 26
4.2.1 Gerealiseerde maatregelen via het Erosiebesluit 26
4.2.2 Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit 28
4.2.3 Beheerovereenkomsten 28
4.3 Infrastructuur 30
4.4 Waterlopen, riolering en grachten 30
4.4.1 VHA 30
4.4.2 Straatkolken en inlaatroosters Fluvius 30
4.4.3 Grachten GRB 31
4.4.4 Grachten Fluvius 31
4.4.5 Extra grachten CN-WS 31
4.4.6 Réseau Hydrographique 31
4.5 Landgebruik Vlaanderen 31
4.5.1 Bodembedekkingskaart 1995 31
4.5.2 Bodembedekkingskaart 2001 32
4.5.3 Bodembedekkingskaart 2012 en Boswijzer 2013 32
4.5.4 Bodembedekkingskaart 2015 33
4.6 Landgebruik Wallonië 33
4.7 Landgebruik Brussel 33
4.8 Landgebruik volledig modeldomein 33
5 Pre- en post-processing 34
5.1 Pythonscripts: algemeen 34
5.2 Dataverwerking module 34
5.2.1 Generiek deel 34
5.2.2 CN-WS Python package toegepast op Vlaanderen 35
5.3 Post-processing module 35
5.4 Voorbeeld workflow 38

5.5 Output 39
5.6 Visualisatie 40
5.7 Standaard scenario's 40
5.7.1 Standaardscenario A: Basisscenario met niet-teeltspecifiek landgebruik 40
5.7.2 Standaardscenario B: Nul-scenario 41
5.7.3 Standaardscenario C: Maximale erosiebestrijding 41
5.7.4 Standaardscenario D: Basisscenario met teeltspecifiek landgebruik 42
5.7.5 Scenario's op maat 42
6 Update CN-WS code 43
6.1 Algemeen 43
6.2 Aanpassing routering 43
6.2.1 Routering landpixels 43
6.2.2 Routering waterlopen 44
6.3 Aanpassingen LS en stroomopwaartse oppervlakte 45
6.4 Berekening hellingsgraad 45
6.5 Aanmaak input kalibratie 46
6.6 Technische aanpassingen 46
7 Ontwikkelingen, documentatie en versiebeheer 47
8 Server 49
9 Doorrekening pilootgebieden 50
9.1 Pilootgebieden 50
9.2 Evaluatie toegekend landgebruik 51
9.2.1 Open water 51
9.2.2 Verrastering landgebruik 52
9.3 Verbetering routering 52
9.4 Uitbreiding Post-processing 53
9.4.1 Efficiëntie van erosiebestrijdingsmaatregelen 53
9.4.2 Afbakening toestroomgebieden 53
9.4.3 Visualisatie sedimentaanvoer 53
9.5 Scenario's 54
10 Context modelontwikkeling CN-WS 55
11 CN-WS doorrekening Vlaanderen 57
11.1 Evaluatie van standaardscenario A op schaal Vlaanderen 57
11.2 Evaluatie van standaardscenario A op schaal van intermediaire afstroomgebieden 65
11.3 Evaluatie van standaardscenario B op schaal Vlaanderen 74
11.4 Standaardscenario C: maximale erosiebestrijding 76
11.4.1 Scenario C1: uitvoering gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen 77
11.4.2 Scenario C2: teelttechnische erosiebestrijdingsmaatregelen 82
11.4.3 Scenario C3: oeverstroken 85
11.4.4 Scenario C4: maximale erosiebestrijding 89
11.5 Evaluatie van standaardscenario D op schaal Vlaanderen 95
11.6 Vergelijking met literatuurwaarden 96
11.7 Vergelijking met sedimentmetingen en -ruimingen in de waterlopen 100
11.7.1 Hellende gebieden 100
11.7.2 Vlakke gebieden 101
12 Discussie 104
Referenties 107
Appendix A: Overzicht gebruikte inputdatalagen 109
Appendix B: Resultaten Scenario's 110
Appendix C: Gewascode tabel 119

1 INLEIDING

1.1 HISTORIEK

Het sedimentmodel CN-WS werd tussen 2013 en 2016 ontwikkeld door de KU Leuven in een consortium met Antea Belgium in opdracht van het Departement Omgeving en de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Dit gebeurde tijdens het project 'Modellering van de sedimentaanvoer naar de waterlopen, het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen en het transport van sediment in de onbevaarbare waterlopen' (Antea, 2016).

CN-WS is ontwikkeld om bodemerosie, sedimenttransport en de oppervlakkige afstroming van water voor een stroomgebied van een waterloop te modelleren en de effecten van verschillende types erosiebestrijdingsmaatregelen (EBM) op deze processen te kunnen evalueren. Het model is ruimtelijk verdeeld waardoor binnen een stroomgebied zones met hoge bodemerosie of veel sedimenttransport geïdentificeerd kunnen worden. Daarnaast is het model in staat om voor elk willekeurig punt in het stroomgebied een hydrogram (afstromingsdebiet in functie van de tijd) en sedigram (sedimentvracht in functie van de tijd) te produceren. CN-WS maakt daarvoor gebruik van twee modellen: WaTEM/SEDEM (WS) en het Curve Number model (CN).

WaTEM/SEDEM werd initieel ontwikkeld door de KU Leuven, afdeling Geografie en Toerisme van het departement Aard- en Omgevingswetenschappen (voorheen het Labo voor Experimentele Geomorfologie, Afdeling Fysische en Regionale Geografie, Departement Geografie-Geologie). WaTEM/SEDEM is een ruimtelijk verdeeld model dat op jaarlijkse basis de hoeveelheid bodemerosie en sedimenttransport vanaf hellingen naar waterlopen simuleert. Het is een samenvoeging van WaTEM (Van Oost et al., 2000) dat vooral gericht is op ruimtelijke voorspellingen van bodemerosie door water en bewerking, en SEDEM (Van Rompaey et al., 2001) dat specifiek gericht is op het simuleren van sedimenttransport naar de waterlopen. WaTEM/SEDEM werd op geregelde tijdstippen geüpdatet en wordt in binnen- en buitenland gebruikt voor verschillende toepassingen (Deproost et al., 2018).

Tussen 2013 en 2016 werd WaTEM/SEDEM door KU Leuven en Antea verder uitgebouwd en gecombineerd met een afstromingsmodel (CN-module) tot het model CN-WS. Hierbij werden keuzes in modelalgoritmes en -parameters gemaakt en werd de mogelijkheid ingebouwd om berekeningen uit te voeren met reële neerslagreeksen om op basis hiervan de sedimentaanvoer in functie van de tijd te kunnen modeleren en sedimentconcentraties in te schatten (Antea, 2016). De in dit project opgeleverde modelversie dient als basis voor de verder uitbouw van de sedimentmodellering in Vlaanderen.

1.2 DOEL VAN DE OPDRACHT

Om CN-WS als een operationele tool in het bodem- en waterbeleid van Vlaanderen in te zetten werd door Fluves in opdracht van het Vlaams Planbureau voor Omgeving (Departement Omgeving) sinds januari 2017 het WS-deel van CN-WS model geoptimaliseerd en geoperationaliseerd. Hiertoe werden verschillende stappen ondernomen:

- verzamelen van brondata;
- automatiseren van het verwerken van deze brondata tot inputdata van het model via Python scripts;

- optimaliseren van de modelcode van WaTEM/SEDEM;
- herkalibreren van WaTEM/SEDEM;
- evalueren van de modelresultaten op basis van analyses, terreinwaarnemingen en overleg met terreinexperten;
- ontwikkelen van tools die het mogelijk maken om de modelresultaten te verwerken, te analyseren en op maat van gebruikers te visualiseren;
- ontsluiten van het model, de bijhorende Python scripts en de inputdata via een online tool;
- berekenen van de sedimentaanvoer naar alle waterlopen, grachten en rioleringen in Vlaanderen, inclusief enkele scenarioanalyses.

Dit rapport beschrijft alle doorlopen stappen en de resultaten van de eerste doorrekening van Vlaanderen. De modelresultaten voor Vlaanderen worden sinds augustus 2020 als testversie beschikbaar gesteld via de Sedimentverkenner in Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV). Op deze manier worden de modelresultaten afgetoetst met terreinexperten en worden de verdere ontwikkeling en optimalisering van het CN-WS model uitgewerkt.

De ontwikkelingen van WaTEM/SEDEM worden in dit rapport beschreven. Het CN-deel wordt parallel aan dit project onderzocht en geoptimaliseerd binnen het Triple-C Interreg project van de Vlaamse Milieumaatschappij. Beide modules zijn op elkaar afgestemd en kunnen afzonderlijk of samen gebruikt worden. De technische implementatie is uitgewerkt in dit project, terwijl de inhoudelijk uitvoering uitgewerkt wordt binnen het Triple-C Interreg project. Scripts ontwikkeld in het huidige project kunnen ook gebruikt worden voor de CN-module. Dit rapport heeft niet tot doel een handleiding voor CN-WS te zijn; daarvoor verwijzen we naar de documentatie van de modelcode en de bijbehorende tutorials (zie project pagina https://cn-ws.github.io/).

De huidige studie wordt ondersteund door de ontwikkeling van twee software/code pakketten en een documentatie pagina. Deze code en documentatie worden gepubliceerd op GitHub, een gedistribueerd versiebeheerplatform voor code ontwikkeling (https://github.com/). Het voordeel van het gebruik van dit platform is de mogelijkheid om de ontwikkelingen transparant, gestandaardiseerd en dynamisch te doen verlopen. Voorts laat het platform toe om met vele ontwikkelaars tegelijkertijd code te ontwikkelen, en ontwikkeling te laten sturen door een open-source community. De huidige pagina die ontwikkeld is voor het CN-WS project, is https://cn-ws.github.io/ (zie ook sectie 7).

2 WATEM/SEDEM

De module WaTEM/SEDEM van het CN-WS model wordt in deze studie gebruikt om erosie en sedimenttransport over land en sedimentaanvoer naar waterlopen, grachten en riolering te simuleren. In deze sectie wordt een beknopt overzicht gegeven van de algemene principes van de werking van WaTEM/SEDEM. Deze tekst is een herwerking van de tekst van Deproost et al. (2018).

WaTEM/SEDEM berekent de gemiddelde jaarlijkse bodemerosie en transporteert het gegenereerde sediment vervolgens door het landschap tot aan de waterlopen, grachten of riolering. Op dit traject door het landschap kan de hoeveelheid sediment toenemen door bodemerosie en afnemen door sedimentatie. Dit evenwicht wordt bepaald door de transportcapaciteit die bepaald wordt door de locatie in het landschap. Het sediment dat na de afgelegde weg door het landschap waterlopen, grachten of riolering bereikt, bepaalt de sedimentaanvoer naar het watersysteem ten gevolge van erosie.

De uitwerking van WaTEM/SEDEM in deze studie opereert op een resolutie van één jaar. Dit betekent dat de resultaten een inschatting zijn van de hoeveelheid erosie, sedimenttransporten en sedimentaanvoer voor één jaar. Dat wil ook zeggen dat het huidige model niet kan gebruikt worden voor het doorrekenen van individuele evenementen. Verder is het model uitgewerkt op een resolutie van 5 en 20 m. In dit rapport worden de resultaten van het 20 m model besproken. Verder onderzoek moet de resultaten van het 5 m model valideren, en aanduiden hoe en voor welke case studies dit model gebruikt kan worden. Het is daarbij belangrijk om op te merken dat in het geval van het 5 m DTM model, de rekentijd veel langer kan zijn. Finaal wordt opgemerkt dat de simulaties besproken in dit rapport geldig zijn voor het jaar 2018 en een gemiddelde neerslagerosiviteitsfactor (R-factor, zei verder).

De vergelijkingen en algoritmes gebruikt om WaTEM/SEDEM te definiëren zijn kort uitgelegd in de volgende secties. Er wordt verwezen naar de online CN-WS Pascal documentatie voor een gedetailleerde beschrijving van de vergelijkingen (https://cn-ws.github.io/cn-ws).

2.1 GEMIDDELD JAARLIJKS BODEMVERLIES (RUSLE)

De gemiddelde jaarlijkse bodemerosie wordt berekend op basis van de gewijzigde universele bodemverliesvergelijking of RUSLE (Renard et al., 1997):

$$A = R.K.LS.C.P \tag{1}$$

waarbij

A = gemiddeld jaarlijks bodemverlies door watererosie (ton.ha^{-1}.jaar^{-1})
R = gemiddelde jaarlijkse neerslagerosiviteit (MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.jaar^{-1})
K = bodemerodibiliteitsfactor (ton.h.MJ^{-1}.mm^{-1})
LS = topografische factor, afhankelijk van de hellingslengte en hellingsgraad (dimensieloos)
C = gewas- en bedrijfsvoeringsfactor (dimensieloos)
P = erosiebeheersingsfactor (dimensieloos)

Het model werkt met rasterdata. Per rasterpixel wordt het gemiddeld jaarlijks bodemverlies door watererosie berekend op basis van de factoren van de RUSLE-vergelijking. De berekeningswijze van de verschillende modelvariabelen is te vinden in het rapport van de herkalibratie van WaTEM/SEDEM (Deproost et al., 2018). Deze herkalibratie werd uitvoerde voor twee resoluties: 20 m en 5 m. Op dit moment werd de sedimentmodellering hoofdzakelijk uitgevoerd voor de resolutie 20 m; ook de eerst modelresultaten voor Vlaanderen zijn berekend op deze resolutie.

In tegenstelling tot de originele RUSLE-vergelijking gebeurt de berekening van de LS-factor door middel van een afstromingsalgoritme waarbij rekening wordt gehouden met 2D-patronen van afstroming (Desmet en Govers, 1996). Op plaatsen waar meer water samenvloeit, zoals depressies en valleien, zal de bodemerosie potentieel hoger liggen. Dankzij het 2D-algoritme is het model in staat om ook geconcentreerde erosievormen, zoals geulerosie en in sterke mate ook ravijnerosie, te simuleren.

2.2 SEDIMENTTRANSPORT (TC)

Het sedimenttransport doorheen het landschap wordt berekend op basis van het gemiddeld jaarlijks bodemverlies per pixel en de transportcapaciteit per pixel. De transportcapaciteit (TC) is de gemiddelde hoeveelheid sediment die voorbij de betreffende locatie in het landschap op jaarlijkse basis kan getransporteerd worden in stroomafwaartse richting:

$$\mathrm{TC} = \mathrm{kTC.E_{PR}} = \mathrm{kTC.R.K.}\left(\mathrm{LS} - 4{,}12.{S_g}^{0{,}8}\right) \qquad (2)$$

waarbij

TC = transportcapaciteit (kg.m^{-1}.jaar^{-1})
kTC = transportcapaciteitscoëfficiënt (m)
E_{PR}= potentiële erosie door geconcentreerde afvoer in geulen (rill erosion) (kg.m^{-2}.jaar^{-1})
R = gemiddelde jaarlijkse neerslagerosiviteit (MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.jaar^{-1})
K = bodemerodibiliteitsfactor (ton.h.MJ^{-1}.mm^{-1})
LS = topografische factor, afhankelijk van de hellingslengte en hellingsgraad (dimensieloos)
S_g = lokale helling (m.m^{-1})

Voor elke pixel wordt de transportcapaciteit (TC) vergeleken met de hoeveel sediment die van stroomopwaarts ($\mathrm{S_i(X)}$) wordt aangevoerd naar de beschouwde pixel X, vermeerderd met de hoeveelheid sediment die lokaal door bodemerosie wordt geproduceerd (RUSLE). Indien de transportcapaciteit hoger is dan deze waarde, dan zal al het beschikbare sediment verder stroomafwaarts worden getransporteerd. Is de transportcapaciteit overschreden, dan zal enkel de hoeveelheid sediment gelijk aan de transportcapaciteit verder afgevoerd worden en wordt de rest ter plaatse afgezet. De som van $\mathrm{S_i(X)} + \mathrm{RUSLE(X)}$ wordt hier benoemd als *'totale hoeveelheid sediment aanwezig in een pixel'* S_A:

$$\mathrm{S}_A(\mathrm{X}) = \mathrm{S_i(X)} + \mathrm{RUSLE(X)}) \qquad (3)$$

De *afvoer uit pixel* X, $\mathrm{S_o}$, wordt dan bepaald door:

$$S_o(X) = \begin{cases} S_A(X), & S_A(X) \leq TC(X) \\ TC(X), & S_A(X) > TC(X) \end{cases} \quad (4)$$

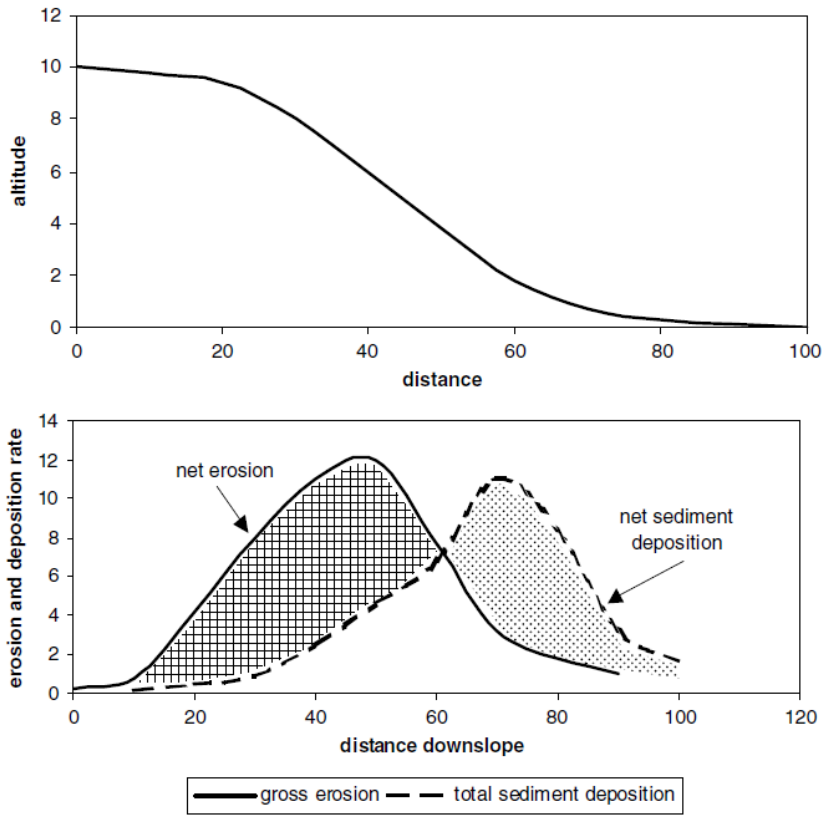
Dit proces wordt herhaald tot het sediment de waterloop bereikt. Het model doet geen schattingen van het sedimenttransport in de waterloop. Het is belangrijk om op te merken dat de transportcapaciteit vaak wordt uitgedrukt in $kg.m^{-1}.jaar^{-1}$. Echter in de modeluitwerking wordt de transportcapaciteit uitgedrukt in kg $jaar^{-1}$ (of m^3 $jaar^{-1}$) door gebruik te maken van de modelresolutie (m) en de bulkdensiteit van het sediment (standaard ingesteld op 1350 kg m^{-3}, zie Degerickx en Van Den Broeck (2015)).

De transportcapaciteitscoëfficiënt kTC varieert in functie van verschillende factoren waaronder het bodemgebruik. Waarden voor kTC kunnen enkel bekomen worden via modelkalibratie waarbij de geschatte en gemeten sedimentfluxen worden vergeleken. Een initiële kalibratie van het SEDEM-model voor Vlaanderen werd in 2001 uitgevoerd op basis van gemeten sedimentatiesnelheden in verschillende wachtbekkens (Van Rompaey et al., 2001). Voor akkerland werd een kTC-waarde van 75 gevonden; voor niet-akkerland een kTC-waarde van 42. De optimale kTC-waarden wijzigden nadien omwille van het gebruik van andere invoergegevens, modelresolutie en/of door modeloptimalisaties.

2.3 NETTO VERSUS BRUTO EROSIE

Omdat WaTEM/SEDEM expliciet rekening houdt met sedimenttransport en sedimentafzetting, laat het ook toe om het netto effect van bodemerosie te berekenen (Verstraeten et al., 2007). Deze netto bodemerosie is verschillend van de potentiële (bruto) bodemerosie die wordt berekend voor de erosiekaart van Vlaanderen, gezien deze enkel gebaseerd is op de RUSLE-vergelijking. Figuur 1 illustreert dit verschil voor een hypothetische helling. Naarmate de helling toeneemt, stijgt de bruto erosie (RUSLE) omdat de LS-waarde stijgt (*gross erosion*). Onderaan de helling daarentegen is de helling zodanig fel afgezwakt dat ook de bruto erosie daalt. De gestreepte curve geeft de sedimentatie weer wanneer de transportcapaciteit (TC) wordt overschreden (*total sediment deposition*): dit zal vooral onderaan de helling gebeuren waar de transportcapaciteit lager is en er veel sediment van stroomopwaarts aankomt. Tijdens een regenbui zullen erosie en sedimentatie tegelijk optreden en zal sedimentatie de netto bodemerosie doen dalen. De netto bodemerosie wordt hier weergegeven door de dubbel gearceerde oppervlakte, waar de bruto erosie groter is dan de sedimentatie (*net erosion*). De netto sedimentatie wordt weergegeven door de grijze zone, waar de sedimentatie groter is dan de bruto erosie (*net sedimentation*). Voor de volledige helling is de erosiewaarde volgens de RUSLE-vergelijking gelijk aan bijna 50 ton, terwijl de netto erosie slechts 20,8 ton bedraagt.

Anders gesteld zullen het aangevoerde sediment en de transportcapaciteit bepalen of de bruto erosie geheel of slechts gedeeltelijk zal plaatsvinden. De netto erosie is daardoor kleiner of gelijk aan de bruto erosie, zoals berekend volgens de RUSLE-vergelijking. Wanneer het aangevoerde sediment de transportcapaciteit overschrijdt, zal er netto sedimentatie optreden en is er geen netto erosie.



Erosion and sediment deposition masses on a hypothetical slope		
Gross erosion	49.9 t	solid curve on graph above
Total sediment deposition	39.6 t	dashed curve on graph above
Net erosion	20.8 t	cross-hatched area on graph above
Net sediment deposition	10.5 t	dotted area on graph above
Sediment export	10.3 t	gross erosion minus total sedimentation or net erosion minus net sedimentation

Figuur 1: Verschil tussen bruto erosie (berekend met RUSLE) en netto erosie (berekend met WaTEM/SEDEM) (Verstraeten et al., 2007)

2.4 AFSTROMINGSALGORITME

WaTEM/SEDEM maakt gebruik van het flux decomposition algoritme (Desmet en Govers, 1996b). Dit algoritme wordt gebruikt om twee kardinale doelcellen te identificeren op basis van de afstromingsrichting en de afstroming over deze twee doelcellen te verdelen. De primaire afstromingsrichting is gebaseerd op de hellingsrichting, berekend op basis van het digitaal hoogte model (DTM). Voor het bepalen van de afstromingsrichting wordt de invloed van andere elementen, zoals perceelsgrenzen, buffers en geleidende dammen, meegerekend. Het afstromingsalgoritme kan ook rekening houden met de ploegrichting. Momenteel gebeurt dit echter niet omdat deze informatie niet beschikbaar is.

Indien een doelcel tot een ander perceel behoort dan de broncel, wordt eerst nagegaan of er een andere lager gelegen (kardinale of diagonale) buurcel bestaat binnen het perceel. Op deze manier wordt rekening gehouden met de preferentiële afstroming langs perceelsgrenzen en op wegen. Enkel wanneer er geen lager gelegen buurcel wordt gevonden, wordt de perceelsgrens overschreden. Voor grasbufferstroken wordt een uitzondering gemaakt, gezien deze in principe dusdanig worden aangelegd dat de perceelsgrens vlot wordt overschreden.

Indien geen doelcel wordt gevonden, wordt de zoekradius systematisch uitgebreid tot een geschikte doelcel wordt gevonden. De zoekradius staat standaard ingesteld op maximaal 50 pixels, dit voor 5 en 20 m resolutie. Indien er geen doelcel binnen de zoekradius gevonden wordt, dan wordt de broncel als sink beschouwd. Dit wil zeggen dat er geen water of sediment uit deze bronpixel getransporteerd wordt.

Indien de broncel naast een riviercel gelegen is (kardinale of radiale buurcellen), wordt de riviercel de enige doelcel. Ten gevolge van de resolutie kan het namelijk voorkomen dat riviercellen een hogere ligging hebben dan de aanpalende oevercellen, terwijl in realiteit rivierpixels het laagste punt zijn ten opzichte van beide oevers.

In principe stopt de routering van sediment in de rivierpixels. De optie "rivierroutering" kan echter aangeduid worden, zodat de cumulatieve aanvoer van sediment per rivierpixel wordt berekend. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat 100 % van het sediment stroomafwaarts wordt doorgegeven en dat er dus geen sedimentatie optreedt in riviercellen. Deze aanname is enkel geldig voor stroomopwaartse waterlopen; het is zeker niet correct deze sommatie door te voeren tot de uitstroompunten van grotere bekkens, omdat voor dergelijk bekkens de erosie- en sedimentatieprocessen in de rivier niet langer verwaarloosbaar zijn.

2.5 DEFINITIES

In dit rapport worden een reeks termen en definities gebruikt. Sommige van deze definities zijn nauw verwant. Daarom wordt in deze sectie een overzicht gegeven van een aantal belangrijke definities en concepten:

1. Concepten gebruikt i.v.m. erosie (zie ook Figuur 1):
   - Potentiële bodemerosie of bruto erosie (RUSLE) = theoretische hoeveelheid erosie zonder rekening te houden met het concept van sedimenttransport (Figuur 1, Gross erosion).
   - (Netto) Erosie = het effectieve bodemverlies, onder condities waarbij bruto erosie (potentieel bodemverlies) groter is dan de sedimentatie. Het woord erosie wordt in dit document gebruikt om dit effectief bodemverlies uit te drukken, en is dus niet gelijk aan het potentieel bodemverlies (Figuur 1, gearceerde oppervlakte).
   - (Netto) Depositie = de hoeveelheid sedimentatie, onder condities waarbij bruto sedimentatie groter is dan de bruto erosie (potentieel bodemverlies) (Figuur 1, gestippelde oppervlakte).

2. Concepten gebruikt i.v.m. landgebruik:
   - Landgebruik: het concept dat duidt op het menselijke gebruik van een gedeelte van het land voor een bepaald doel;
   - CN-WS landgebruik & percelenkaart (CN-WS perceelskaart): een raster gebruikt in CN-WS om het landgebruik en de unieke percelen te beschrijven. Voor een definitie van dit raster: zie sectie Tabel 2 en sectie 3.2. In de tekst wordt er naar dit raster verwezen als de CN-WS perceelskaart;
   - Landbouwpercelen datalaag: een vectordatalaag die alle informatie van de afbakening van de landbouwpercelen, met hun features zoals gewassen en landgebruik, beschrijft;
   - Landgebruikskaart: input rasterlagen die gebruikt worden om landgebruik voor de CN-WS perceelskaart te definiëren (zie sectie 4.5).

- Landgebruiksmozaïek: een set van tussenproducten van landgebruik en perceleninformatie die gebruikt worden om finaal de CN-WS perceelskaart te definiëren.

3 VERZAMELEN EN VERWERKEN VAN INPUTDATA

CN-WS heeft per berekening enkele vaste inputgegevens nodig: een digitaal hoogtemodel, een raster met het landgebruik en de unieke ID's van de percelen (CN-WS perceelskaart), rasters met C- en K-factoren, een R-factor en een set kalibratieparameters. Naast deze vereiste input is er ook optionele input mogelijk: een raster waar bufferbekkens gedefinieerd worden, rasters waarin de routering opgelegd wordt in rivieren, grachten of langs geleidende dammen, een raster met CN-getallen om naast de sedimentvrachten ook de afstroming te berekenen via de CN-module. Om al deze inputdata voor het model te genereren maken we gebruik van brondatasets. Er werden bij verschillende organisaties datasets opgevraagd die verwerkt werden tot input voor CN-WS. Hieronder bespreken we welke datasets gebruikt worden en hoe ze verwerkt worden. Het is belangrijk om op te merken dat er een duidelijk verschil is tussen inputlagen die gebruikt worden voor processing, en input die dient voor de CN-WS-Pascal code. Processing wordt in dit hoofdstuk gedefinieerd als het inladen van brondata, het verwerken volgens bepaalde stelregels en het uitschrijven naar een juist formaat voor CN-WS-Pascal. Belangrijk is om te stellen dat bepaalde CN-WS Pascal inputlagen de tag "geprocessed" kunnen dragen, terwijl enkel de rasterdefinities en -formaat aangepast zijn (zie bijvoorbeeld de K-kaart). Alle verwerkingen tot finale output voor CN-WS Pascal gebeuren op resolutie van 5 of 20 meter.

Specifiek kunnen volgende inputlagen gebruikt worden om de CN-WS-Pascal code te runnen (allemaal IDRISI rasters):

- 'C_seizoen_jaar_bekken_scenario'-kaart: raster met voor elke pixel de C-factor waarde;
- 'Dhm_versie_resolutie'-kaart: raster met voor elke pixel de hoogtewaarde;
- 'K3_CN-WS_bekken'-kaart: raster met voor elke pixel de K-factor waarde;
- 'ktcmap_jaar_bekken_scenario'-kaart: raster met voor elke pixel de ktc-waarde;
- 'P-bekken-kaart': raster met voor elke pixel de P-waarde;
- 'Perceelskaart_jaar_bekken_scenario': de CN-WS perceelskaart zoals gedefinieerd in sectie sectie 3.2.;
- 'Riverrouting_bekken': raster met voor elke rivierpixel de stroomrichting (1 = noorden, 3 = oosten, 5 = zuiden en 7 = westen, 0 = geen rivierpixel);
- Gdammen_bekken: raster met voor elke pixel die samenvalt met een geleidende dam de stroomrichting (1 = noorden, 3 = oosten, 5 = zuiden en 7 = westen, 0 = geen rivierpixel);
- Grachten_bekken: raster met voor elke pixel die samenvalt met een geleidende gracht de stroomrichting (1 = noorden, 3 = oosten, 5 = zuiden en 7 = westen, 0 = geen rivierpixel);
- 'Riversegmentmap_bekken': raster met voor elke pixel het segmentnummer;
- 'Sewers_bekken': raster met voor elke pixel aangeduid of het een eindpunt is (zie sectie 3.4) De waarde van elke pixel geeft weer hoeveel sediment in dit eindpunt achterblijft.

Alle verzamelde data werden, indien nodig, omgezet naar het coördinatensysteem Lambert 1972 (EPSG:31370). De schaal van het DTM (resolutie = 5 m, extent Vlaanderen) en de oorsprong (gedefinieerd door de parameters "Zuid" en "West" (Tabel 1)) werden gebruikt om alle rasters te definiëren. De gegenereerde rasters kunnen, indien nodig, via resampling technieken omgezet worden naar een grovere resolutie (vb. 20 m).

Tabel 1: Ruimtelijke afbakening voor alle rasters die gebruikt worden in CN-WS (Lambert 1972, EPSG:31370). De linkeronderhoek van alle rasters wordt gedefinieerd door de 'Zuid' en 'West'-coördinaat.

Parameter	Waarde (m)
Oost	263997.5
West	17002.5
Noord	249997.5
Zuid	148002.5
Resolutie	5

3.1 DIGITIAAL HOOGTEMODEL

CN-WS gebruikte bij de start van het project een afgeleid product van het digitaal hoogtemodel van het Nationaal Grafisch Instituut (NGI), niveau 2. Het originele hoogtemodel van het NGI bestond uit hoogtewaarden die werden geïnterpoleerd uit gescande hoogtelijnenkaarten op schaal 1:50.000 (Van Rompaey et al., 2000).

Omdat vandaag een veel verfijnder en nauwkeuriger digitaal hoogtemodel beschikbaar is via het Agentschap Informatie Vlaanderen (AIV), werd besloten het Digitaal Hoogtemodel Vlaanderen II (DHMV-II) te hanteren als input. DHMV-II is beschikbaar als een digitaal oppervlaktemodel (Digital Surface Model, DSM) en als digitaal terreinmodel (DTM). Het DTM bevat enkel de hoogte van het maaiveld, terwijl een DSM ook objecten, zoals vegetatie en gebouwen, bevat. DHMV-II wordt gratis ter beschikking gesteld op een resolutie van 1 m, 5 m en 50 m. Het DTM van DHMV-II op een resolutie van 5 m werd gebruikt als inputbestand voor CN-WS. Aangezien CN-WS ook toegepast wordt op een resolutie van 20 m, werd het 5 m raster gesampled naar 20 m door een venster van 4 op 4 pixels te hanteren en de hoogtewaarden uit te middelen.

Het DTM met een resolutie van 20 m wordt ongewijzigd toegepast in de modelering. Op het DTM met een resolutie van 5 m wordt een 3 op 3 filter toegepast binnen de perceelsgrenzen van de CN-WS perceelskaart om lokale depressies uit te middelen. De filter wordt niet toegepast over perceelsgrenzen heen om reliëfelementen, zoals taluds, zo terreingetrouw mogelijk te behouden in het DTM.

3.2 CN-WS LANDGEBRUIKS- EN PERCELENKAART (CN-WS PERCEELSKAART)

De CN-WS perceelskaart wordt gedefinieerd door verschillende landgebruiksklassen en de zelfgedefinieerde ID's voor de percelen. Deze worden weergegeven in Tabel 2. Om deze kaart op te bouwen gebruiken we verschillende brondatasets die gecombineerd worden tot enkele rasterlagen. Deze rasterlagen worden dan samengevoegd tot de uiteindelijke CN-WS perceelskaart die in de modelering zal gebruikt worden. In de volgende paragraaf bespreken we alle bronbestanden die gebruikt kunnen worden om deze CN-WS perceelskaart op te maken. Het is belangrijk om op te merken dat in dit document de definitie van CN-WS perceelskaart gebruikt wordt om de gecombineerde landgebruikskaart en perceleninformatie te beschrijven. Deze CN-WS perceelskaart dient als input voor het CN-WS model. Verder wordt er naar de landgebruikskaarten uit verschillende bronnen verwezen als landgebruikskaarten (zie secties 4.5, 4.6, 4.7 en 4.8).

Tabel 2: Landgebruiksklassen en percelen ID's in CN-WS (CN-WS perceelskaart).

Landgebruiksklasse	Code
Grasstrook	-6
Open water/poel	-5
Grasland/weide	-4
Bos	-3
Infrastructuur	-2
Waterloop	-1
Buiten modeldomein	0
Akkerland / percelen	> 0

Indien waterlopen (lijnsegmenten) aanwezig zijn in het modeldomein, dan krijgt elk segment een unieke ID toegekend. De lijnsegmenten worden vervolgens met hun ID verrasterd (all-touched: verrastering van elke pixel waardoor het lijnsegment loopt) waardoor een raster ontstaat met waterloopsegmentnummers. Dezelfde werkwijze wordt toegepast voor de datalagen van grasstroken (samengesteld op basis van o.a. beheerovereenkomsten, erosiebestrijdingswerken of eigen scenario's) en landbouwpercelen (beide polygonen); ook voor deze datalagen worden rasterlagen met unieke ID's aangemaakt. Als voor een landbouwperceel de gewascode gekend is, kan op basis van deze gewascode een landgebruikscode uit Tabel 2 toegekend worden aan dat perceel. Dit is bijvoorbeeld het geval voor landbouwpercelen die als (blijvend) grasland, boomgaarden, beboste percelen of stallen staan gerapporteerd. In deze gevallen wordt de codering voor deze pixels in de CN-WS perceelskaart aangepast naar respectievelijk -4, -4, -3 en -2. Percelen die als akkerland worden beschouwd, behouden hun ID. Zo blijft de informatie over perceelsgrenzen binnen akkerland in de CN-WS perceelskaart behouden. Infrastructuurlagen (lijnen of polygonen) worden beide verrasterd (all-touched) tot een raster met alle infrastructuurpixels in het modeldomein. Al deze verrasterde lagen vormen samen de landgebruiksmozaïek en worden in een vaste volgorde gecombineerd tot één perceelskaart met behulp van Tabel 2. Deze perceelskaart zal dienen als modelinput voor het CN-WS-model. De landgebruiksmozaïek wordt gedefinieerd als een set van tussenproducten van de sequentiële verrastering van verschillende rasters. Het eindproduct wordt gedefinieerd als de CN-WS perceelskaart.

Bij het aanmaken van de landgebruiksmozaïek ter voorbereiding van de perceelskaart is de volgorde van het toevoegen van informatie uit de verschillende datalagen sterk bepalend voor het eindresultaat. Wanneer aan een pixel in de perceelskaart een landgebruikscode toegekend is, kan die landgebruikscode niet meer overschreven worden door een raster dat later in het proces toegevoegd wordt. Merk op dat alle rasters die in dit stappenproces beschreven zijn, niet verplicht zijn: indien de rasters aanwezig zijn voor de simulatie, dan worden ze gebruikt, anders wordt de stap waarin ze gebruikt worden overgeslagen. De landgebruiksmozaïek en dus ook deperceelskaart wordt als volgt aangemaakt:

1. Alle waterlooppixels in het modeldomein (beschikbaar in het raster met waterloopsegment-ID's) krijgen landgebruikscode -1 in de CN-WS perceelskaart. De waterlooppixels worden afgeleid uit de VHA-kaart (voor Vlaanderen en Brussel) en de Réseau Hydrographique voor waterlopen op Waals grondgebied (zie ook sectie 4.4.1).
2. De infrastructuurpixels (zie sectie 4.3) worden toegevoegd aan de CN-WS perceelskaart met landgebruikscode -2.
3. De grasstroken worden toegevoegd. Alle grasstrookpixels krijgen waarde -6. Grasstroken kunnen afkomstig zijn uit verschillende bronnen (zie sectie 3.3.1).

4. De landgebruiksklassen afgeleid van de datalaag met landbouwgebruikspercelen (vb. grasland, beboste percelen en stallen) worden toegekend. Pixels die tot de landgebruiksklasse akkerland behoren, worden in deze stap nog niet toegevoegd.
5. De akkerlandpixels afgeleid uit de datalaag met landbouwgebruikspercelen krijgen een perceels-ID toegekend. Deze perceels-ID is voor elke simulatie uniek per perceel (zie Tabel 2, akkerland > 0).
6. De algemene landgebruikskaarten (gebaseerd op onder meer de bodembedekkingskaart, zie sectie 4.5) worden gebruikt om een landgebruik toe te kennen aan de pixels die nog geen landgebruiksklasse toegekend gekregen hebben in de vorige stappen. Waar akkerland voorkomt op andere locaties dan gekend uit de landbouwgebruikspercelenkaarten, wordt een algemene perceels-ID toegekend. Het is belangrijk om aan te duiden dat deze akkerlanden allemaal dezelfde perceels-ID toegekend krijgen, maar dit is geen probleem voor de modelleeroefening gezien dit een klein aandeel betreft.
7. Indien binnen het modeldomein na deze stappen nog pixels overblijven zonder toegekende landgebruiksklasse, dan krijgen deze pixels de waarde van de maximale perceels-ID + 1. Hierdoor ontstaat er een extra akkerlandperceel. Dit betreft in Vlaanderen een beperkt aantal pixels. Dit gaat over pixels die aan de rand van het modeldomein van Vlaanderen gesitueerd zijn (vb. aan de Nederlandse grens).

Het is belangrijk om aan te duiden dat de hierboven beschreven stappen sequentieel worden uitgevoerd, en er dus aan pixels met een toegekend landgebruik geen nieuw landgebruik kan toegekend worden. De volgorde van toekenning is dan ook zeer bepalend.

CN-WS heeft de optie om de hoeveelheid sediment per waterloopsegment automatisch te aggregeren. Het raster met de waterloopsegment-ID's (gedefinieerd door de VHA, volgens definitie van CN-WS) kan daarom ook als aparte modelinput gebruikt worden. Deze ID's zijn te vinden in een aparte file, *i.e.* de riviersegmentmap-kaart. Finaal worden dus ID's gedefinieerd voor de percelen en de waterlopen in respectievelijk de CN-WS perceelskaart en de riviersegmentmap-kaart.

3.3 EROSIEBESTRIJDINGSMAATREGELEN BINNEN CN-WS

In CN-WS kunnen verschillende soorten erosiebestrijdingsmaatregelen gesimuleerd worden. In de volgende tekst wordt besproken hoe ze opgenomen worden in het model.

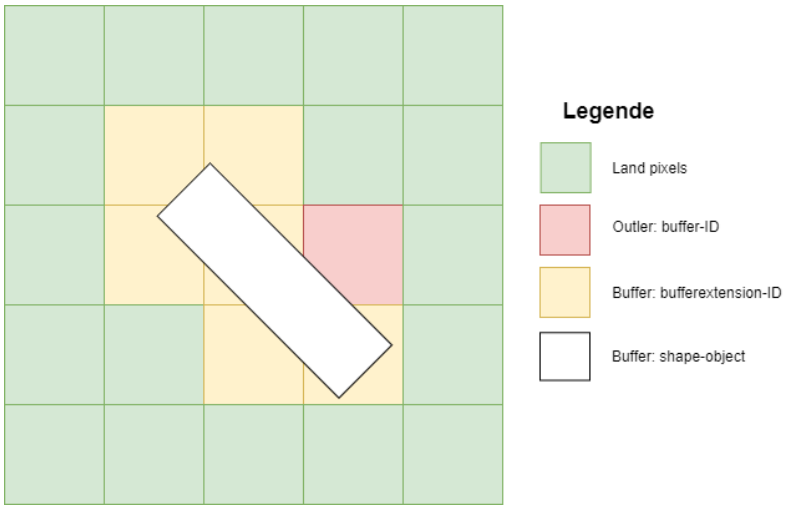
3.3.1 Grasbufferstroken

Grasbufferstroken worden gedefinieerd in de CN-WS perceelskaart (code -6). De verschillende bronnen (landbouwpercelendatalaag en erosiebestrijdingsmaatregelen) worden samengevoegd en gebruikt om deze te definiëren (zie respectievelijk sectie 4.1 en4.2). Stroming binnen grasbufferstroken verloopt langs de topografie binnen de grasbufferstrook. Het is belangrijk om op te merken dat de grenzen van grasbufferstroken niet dezelfde impact op de afstroming hebben als perceelsgrenzen. Bij perceelsgrenzen volgt de afstroming preferentieel de grens van het perceel en overschrijdt deze pas op het laagste punt. Bij grasbufferstroken heeft de grens geen impact op de afstromingsrichting, omdat grasstroken zo aangelegd worden dat de afstroming vlot in de strook kan stromen. Omwille van dit verschil is het cruciaal dat grasstroken effectief als grasbufferstroken gekend zijn en niet enkel als landbouwpercelen met de teelt gras. Finaal wordt opgemerkt dat grasgangen en grasstroken allemaal als grasbufferstroken worden geïmplementeerd.

3.3.2 Bufferbekkens

WaTEM/SEDEM heeft de mogelijkheid om met bufferbekkens rekening te houden bij het berekenen van de afstroming. In sectie 4.2 worden de verschillende brondatasets voor bufferbekkens besproken. Alle buffers uit deze brondatasets die aanwezig zijn in het modeldomein tijdens het gesimuleerde jaar, worden samengevoegd tot een polygonendataset.

Elke polygoon krijgt een buffer-ID (1,2,.., n) en een bufferextension-ID (buffer-id + 16384 (2^{14})). Per buffer kan maar één pixel een buffer-ID toegekend worden (met name het outletpunt), terwijl de bufferextension-ID gedefinieerd wordt voor de andere pixels van de buffer. Daarnaast zijn volgende attributen verplicht: het buffervolume (m^3), de hoogte van de dam (m), de hoogte (m) en diameter (m) van de knijp, de afvoercoëfficiënt (%), de breedte van de overloop (m), en de vangefficiëntie %). Indien deze attributen niet gekend zijn, worden standaardwaarden bij de verwerking van de brondatasets toegevoegd (zie sectie 4.2.3). De WS-module maakt enkel gebruik van de vangefficiëntie; de andere attributen worden gebruikt in de CN-module.



Figuur 2: Buffer in raster. Met all-touched zal elke pixel die de buffer-shape (wit) raakt verrasterd worden met een bufferextension-ID (geel). De outletpixel wordt gedefinieerd door een buffer-ID (rood).

Alle bufferbekkens worden verrasterd (all-touched) volgens het buffer extension-ID. De pixels die toebehoren aan een buffer én samenvallen met een waterloop (landgebruiksklasse -1) worden uit het raster verwijderd.

De laagste pixel van een bufferbekken krijgt het buffer-ID. Er wordt aangenomen dat de laagste pixel het uitstroompunt (knijp) van het bufferbekken is. De gebruiker heeft de mogelijkheid om een puntenshapefile met de locaties van een of meerdere uitstroompunten van de buffers mee te geven aan de processingscripts , om zo de positie van de uitstroompixel te bepalen. Momenteel is hier nog geen brondataset voor beschikbaar.

De parameters toegekend aan deze buffers worden gedefinieerd in sectie 4.2 (zie Tabel 8).

3.3.3 Teelttechnische maatregelen

Teelttechnische erosiebestrijdingsmaatregelen, zoals niet-kerende bodembewerking, drempeltjes bij ruggenteelt of behoud van gewasresten, worden opgenomen door de C-factor van het perceel waar de maatregel toegepast wordt, aan te passen.

Voor de uitwerking van de C-factor, zie sectie 3.7.

3.3.4 Geleidende dammen en grachten

Indien geleidende dammen en grachten gekend zijn in het modeldomein, kunnen deze toegevoegd worden aan CN-WS in een apart raster. Dit raster legt de routering op die het afstromende sediment moet volgen in deze pixels. De rasters worden aangemaakt met een speciaal hiertoe ontwikkelde saga module die opgenomen is in de Python scripts.

3.4 RIOLERING EN GRACHTEN BINNEN CN-WS

CN-WS kan rekening houden met de aanwezigheid van riolering en grachten via een "eindpunt"-raster. Dit is een raster dat uitdrukt welke pixels zullen fungeren als "eindpunten", waar sediment wordt opgevangen, maar niet verder getransporteerd (rekening houdend met een bepaalde vangefficiëntie, zie verder). Binnen de uitwerking van CN-WS zullen rioleringen en grachten geïmplementeerd worden als "eindpunten". De relevante rioolstrengen van de AWIS-dataset (zie sectie 0) wordt standaard opgenomen in het sewers raster. Optioneel kunnen ook alle grachtenbestanden (grachten GRB, grachten Fluvius, extra grachten CN-WS, zie secties 4.4.3, 4.4.4 en 4.4.5) op een vergelijkbare manier in rekening gebracht worden als 'riolering', *i.e.* 'eindpunten'. In de huidige versie van het model worden bovenvermelde grachten en riolering gemodelleerd als eindpunten. Deze grachten kunnen niet analoog aan VHA-grachten behandeld worden, omdat de connectiviteit en stroomrichting bij deze grachtendatasets ontbreekt. Het is belangrijk om op te merken dat in de toekomst deze als grachten met een stroomrichting (zoals de VHA-grachten) kunnen geïmplementeerd worden, maar dit vereist dat de grachten topologisch correct zijn ingetekend. Daarenboven vereist dit een aggregatie en de standaardisatie van de verschillende grachten datasets.

De modellering van grachten worden in deze versie van pycnws geïmplementeerd als ontvangende modelstructuren, dus als eindpunten. Er worden in de modellering geen uitspraken gedaan over hoe het sediment verder wordt getransporteerd (vb. via de gracht, via het overlopen van een gracht) of ter plaatse bezinkt.
Alle datasets van riolering en grachten worden all-touched verrasterd volgens het attribuut 'Eff' (vangefficiëntie van het punt, de lijn of de polygoon). Indien dit attribuut niet aanwezig is in een brondataset, wordt een standaard vangefficiëntie van 100 % toegekend aan elke riolerings- of grachtenpixel. Dit betekent dat de volledige sedimentstroom in de riolering of gracht terechtkomt. Pixels in het riolerings- en grachtraster die samenvallen met een waterloop (landgebruiksklasse -1) of een buffer, worden uit het raster verwijderd. Standaard worden ook enkel rioleringspixels behouden die samenvallen met pixels met de landgebruiksklasse infrastructuur, omdat ervan wordt uitgegaan dat de inlaten zich doorgaan ter hoogte van de infrastructuur bevinden. Optioneel kunnen ook de rioleringspixels die samenvallen met ander landgebruik, behouden worden. Grachtenpixels worden niet beperkt tot infrastructuurpixels.

3.5 BODEMEROSIEGEVOELIGHEIDSFACTOR K

De bodemerosiegevoeligheidsfactor K werd berekend aan de hand van de formule van Declercq and Poesen (1992), toegepast op de textuurklasssen van de digitale bodemkaart van Vlaanderen en Wallonië:

$$K = 0{,}0035 + 0{,}0388.\, e^{-0{,}5.\left(\left(\left(log_{10}D_g\right)+1{,}519\right)/0{,}7584\right)^2} \quad (5)$$

waarbij

K = bodemerosiegevoeligheidsfactor (ton.ha.MJ^{-1}.mm^{-1})
D_g = geometrisch gemiddelde korrelgrootte (mm)

$$D_g = e^{\sum f_i.ln[(d_i+d_{i-1}).0{,}5]} \quad (6)$$

waarbij

f_i = gewichtsprocent van de textuurklasse i (fractie)
d_i en d_{i-1} = maximum en minimum diameter van textuurklasse i (mm)

Aan de hand van de bovenstaande formule werd de bodemerosiegevoeligheidsfactor K berekend voor alle textuurklassen van de digitale bodemkaart van het Vlaams Gewest . Voor de bodemseries van de geomorfologische classificatie van de zeepolders werd een vertaalsleutel toegepast voor de omzetting naar een textuurklasse. Waar de textuurklasse niet gekend was, werd deze bepaald via interpolatie (nearest neighbour). Tabel 3 geeft de K-factoren weer per textuurklasse, zoals toegepast in de K-kaart (versie K3). Deze K-kaart is opgemaakt volgens de ruimtelijke eigenschappen in Tabel 1. Indien een modelberekening verwacht wordt met een grovere resolutie, dan wordt de K-kaart geresampled volgens de modus (de pixelwaarde die het meeste voorkomt in de nieuwe pixel).

Tabel 3: Bodemerodibiliteitsfactor K (ton.h.MJ^{-1}.mm^{-1}) in functie van de textuurklasse

Textuurklasse	K-factor
Leem (A)	0,0420
Zandleem (L)	0,0400
Licht zandleem (P)	0,0250
Lemig zand (S)	0,0200
Zand (Z)	0,0120
Klei (E)	0,0275
Zware klei (U)	0,0225

3.6 NEERSLAGEROSIVITEITSFACTOR R

Bij de herkalibratie (Deproost et al., 2018) en de berekeningen die in dit rapport getoond worden, werd gewerkt met een R-factor van 1250 MJ mm ha^{-1} h^{-1} jaar^{-1}. Deze nieuwe waarde vervangt de 880 MJ mm ha^{-1} h^{-1} jaar^{-1} (Verstraeten et al., 2006) die voorheen gebruik werd. Een evaluatie van deze nieuwe waarde voor de erosiemodellering ten opzichte van de vorige waarde gebruikte waarden wordt gegeven in Gobeyn et al. (2021).

3.7 GEWAS- EN BEDRIJFSVOERINGSFACTOR C

De gewas- en bedrijfsvoeringsfactor C is een waarde tussen 0 en 1 en geeft weer hoe erosiegevoelig een bepaalde teelt, landgebruik of landbouwpraktijk is. Hoe lager de C-factor voor een pixel, hoe

minder erosie er zal optreden. De C-factor wordt bepaald aan de hand van het landgebruik en de aanwezige teelt op de landbouwpercelen.

Er worden standaard C-factoren toegekend indien geen teeltgegevens of C-factoren beschikbaar zijn in het aangemaakte percelenbestand. Deze set van C-factoren wordt weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4: C-factoren per landgebruiksklasse

CN-WS perceelskaart code	C-factor
Grasbufferstrook	0,01
Open water	0
Grasland	0,01
Bos	0,001
Infrastructuur	0
Rivier	0
Akkerland	0,37

Bij de berekening van de C-factor van een grasbufferstrook, wordt rekening gehouden met de breedte van de grasstrook. De grasstrookpixel krijgt de waarde 0,01 toegekend indien de breedte van een grasstrook groter is dan of gelijk aan de gebruikte resolutie (20m, 5m). Indien de breedte van de grasstrook kleiner is dan de gebruikte resolutie, dan wordt de C-factor als volgt bepaald (B_{gr}: breedte grasbufferstrook):

$$C_{grasbufferstrook} = 0{,}01*(B_{gr} /\text{resolutie}) + (0{,}37*(\text{resolutie}-B_{gr})/\text{resolutie})) \quad (7)$$

In de gewascodetabel is per gewas een gemiddelde C-factor toegekend. Deze C-factoren zijn bepaald door een expertengroep (Swerts en Vandekerckhove, 2015). De gewascodetabel kan aan het percelenbestand gekoppeld worden op basis van de gewascode. Op deze manier kan aan elk perceel een jaarlijkse C-factor toegekend worden. Wanneer de teelt van een perceel niet voorkomt in de gewascodetabel, wordt een C-factor van 0,37 toegekend.

De optie bestaat ook om andere C-factoren te gebruiken die aan een perceel gekoppeld zijn op basis van de unieke ID van dat perceel. Zo kunnen bijvoorbeeld specifiek berekende C-factoren gebruikt worden die rekening houden met meer teeltgegevens en teeltpraktijken, zoals bijvoorbeeld voor– en nateelten, niet-kerende bodembewerking of drempeltjes bij ruggenteelten. In de huidige code wordt bij een perceel met niet-kerende bodembewerking de C-factor standaard gereduceerd met 20 % van de waarde (zie ook sectie 3.3.3).

Het raster van C-factoren wordt aangemaakt door aan elke ID (perceelsnummer of landgebruiksklasse) die voorkomt in de CN-WS perceelskaart de correcte C-factor toe te kennen. Elke pixel met een bepaalde ID krijgt vervolgens de waarde van de toegekende C-factor.

3.8 KALIBRATIEPARAMETERS

Aangezien het digitaal hoogtemodel, het landgebruik, de K-factoren en de R-factor bijgewerkt zijn, was een nieuwe kalibratie van WaTEM/SEDEM noodzakelijk. Deze herkalibratie wordt beschreven in een afzonderlijk rapport (Deproost et al., 2018). De transportcapaciteitscoëfficiënten kTC werden geherkalibreerd (zie vergelijking (2)) op basis van geobserveerde sedimentaanwas en

sedimentfluxen. De kalibratie werd uitgevoerd voor twee ruimtelijke resoluties: 5 m en 20 m. Er werden, via een iteratief proces, per resolutie twee kTC-waarden berekend: één voor akkerland (kTC_{high}) en één voor bos en weiland (kTC_{low}). De berekende kTC-factoren worden weergeven in Tabel 5. De kTC-waarden worden op basis van de C-factor kaart toegekend: waar de C-factor kleiner is dan of gelijk aan kTC_{limit},wordt kTC_{low} toegekend; waar deze hoger is, kTC_{high}. kTC_{limit} wordt standaard ingesteld op 0,01. Aan infrastructuur wordt standaard een hoge kTC-factor (9999) toegekend zodat er geen sedimentatie kan optreden op infrastructuur. Sedimentatie op infrastructuur wordt momenteel niet berekend omdat het kalibratieproces niet toelaat een afzonderlijke kTC-factor voor infrastructuur te bepalen.

Tabel 5: Berekende kTC-factoren (Deproost et al., 2018)

Resolutie (m)	kTC_{high}	kTC_{low}	kTClimit
5	39	11	0,01
20	12	3	0,01

Net zoals bij de C-factoren, kan de kTC-factor voor een grasstrook aangepast worden in functie van de breedte van die grasstrook. Zo wordt bij smallere grasbufferstroken een hogere transportcapaciteit (TC) berekend dan bij bredere grasbufferstroken. Deze berekening gebeurt enkel indien de kTC-kaart door de Python scripts aangemaakt wordt en ingelezen.

$$kTC_{grasbufferstrook} = kTC_{low}*(breedte/resolutie) + (kTC_{high} *(resolutie-breedte)/resolutie)) \quad (8)$$

Indien de grasbufferstrook breder is dan de resolutie dan wordt – in deze formule - de breedte gelijk gesteld aan de resolutie, en zal de $kTC_{grasbufferstrook}$ gelijk zijn aan de kTC_{low}. Een belangrijke beperking van het gebruik van een kTC-waarde van 9999 voor infrastructuur is dat sedimentatie niet zal optreden in deze pixels (TC, vergelijking (2) zal zeer groot zijn, en dus zal vergelijking (4) '$S_A(X) \leq TC(X)$' altijd geldig zijn, en zal er geen sedimentatie optreden). Alle sediment dat op infrastructuur terechtkomt, zal verder afgevoerd worden naar ander landgebruik of een eindpunt (gracht, riolering of waterloop).

3.9 ANDERE MODELPARAMETERS

De overige modelparameters van WaTEM/SEDEM werden niet gewijzigd en worden weergegeven in Tabel 6. De bulkdensiteit wordt gebruikt in WaTEM/SEDEM om sedimentmassa om te rekenen naar -volume, en vice versa. Ktil wordt toegepast bij de berekening van bewerkingserosie; deze optie is in de huidige berekeningen uitgeschakeld, omdat enkel naar watererosie wordt gekeken.

De perceelsconnectiviteit bepaalt hoe groot de impact is van perceelsgrenzen op het toestroomgebied. De connectiviteitsfactor kan beschouwd worden als het percentage van de afstroming op een bovenliggend perceel dat doorstroomt naar een stroomafwaarts gelegen perceel (Notebaert et al., 2006). Bij het overschrijden van een perceelsgrens werd het toestroomgebied A gereduceerd in functie van de landgebruikscode van de doelcel, zoals vastgelegd in de CN-WS perceelskaart (zie Tabel 2). Bij de afstroming naar akkerland wordt aangenomen dat deze reductie 10 % bedraagt, terwijl de afstroming naar bos, grasland of grasbufferstroken gereduceerd wordt met 70 %. Bij de afstroming naar infrastructuur, rivieren en open water, wordt aangenomen dat er geen reductie is (Antea, 2016). Het is belangrijk om te vermelden dat de waarde van de

perceelsconnectiviteit de stroomopwaartse oppervlakte (zie sectie 6.3) mee zal bepalen, en dus ook indirect de hoeveelheid erosie en getransporteerd sediment. De perceelsconnectiviteit wordt dus niet rechtstreeks gebruikt in de formule van TC (deze bepaalt finaal het maximale sedimenttransport tussen pixels), maar wel in de bepaling van de stroomopwaartse oppervlakte en de LS-factor. De LS-factor wordt zowel gebruikt voor de bepaling van de bruto erosie (RUSLE) als de transportcapaciteit (TC).

De Parcel Trapping Efficiency (PTEF) brengt het landgebruik in het toestroomgebied in rekening. In functie van het landgebruik zal de oppervlakte volledig of slechts gedeeltelijk bijdragen. Er wordt aangenomen dat de landgebruiksklassen bos, grasland en grasbufferstroken voor 25 % bijdragen (PTEF = 75 %), terwijl akkerland voor 100 % bijdraagt (PTEF = 0 %) (Notebaert et al., 2006; Antea, 2016). Op die manier wordt de waarde van de stroomopwaartse oppervlakte in de LS-factor aangepast (voor formules, zie Deproost et al. (2018)) en zal dus ook de bijdrage van een perceel onder grasland aan de L-factor lager liggen dan een perceel akkerland. Gelijkaardig als de perceelsconnectiviteit bepaalt de PTEF dus op een indirecte manier de gemodelleerde erosie (RUSLE) en transportcapaciteit (TC).

Alpha, Beta en Velocity zijn parameters die in de CN-module worden gebruikt. Max_kernel en Max_kernel_river zijn de parameters die het aantal pixels voor een sprong beschrijven (zie ook hoofdstuk 6).

Tabel 6: Overige modelparameters

Parameter	Waarde
Bulkdensiteit	1350 kg m^{-3}
Ktil_default	600 kg m^{-1}
Ktil_threshold	0,01 kg m^{-1}
Perceelsconnectiviteit akkerland	90 %
Perceelsconnectiviteit bos, grasland en grasbufferstrook	30 %
Perceelsconnectiviteit infrastructuur	100 %
Perceelsconnectiviteit rivier en open water	100 %
Parcel Trapping Efficiency (PTEF) akkerland	0 %
Parcel Trapping Efficiency (PTEF) bos, grasland en grasbufferstrook	75 %
Alpha	0,4
Beta	0,05
Velocity	0,3 m s^{-1}
Max_kernel	50
Max_kernel_river	100

3.10 CN-MODULE

Een aantal technische specificaties van de CN-module werden in het CN-WS pakket verder uitgewerkt. Het is belangrijk om aan te duiden dat deze aanpassingen ontwikkeld werden in het licht van de inhoudelijke ontwikkelingen van het CN-model bij de VMM. In de volgende tekst is een samenvatting van de werkwijze te vinden.

Indien de CN-module van het model gebruikt wordt, is een raster met CN-waarden noodzakelijk. De CN-waarde is een empirische parameter die gebruikt wordt om afvoer, infiltratie en overmatige neerslag te wegen. De CN-waarde wordt bepaald als functie van de hydrologische bodemgroep, het landgebruik of het gewas van een bepaalde pixel en eventueel gecorrigeerd voor de bedekkingsgraad en verslemping van de bodem. De scripts ontwikkeld in dit project hebben tot doel om het landgebruik te koppelen aan een CN-waarde, die dan gebruikt kan worden voor het berekenen van hydrogrammen.

4 BRONBESTANDEN LANDGEBRUIK, RIOLERING EN EROSIEBESTRIJDINGSMAATREGELEN (EBM)

In Vlaanderen is er zeer gedetailleerde informatie beschikbaar over landgebruik, voor verschillende extents en in verschillende formaten (rasters en shapes). Er zijn de zogenaamde bodembedekkingskaarten, gebiedsdekkende rasters met landgebruiksklassen, maar er is ook informatie beschikbaar over alle landbouwpercelen en de bijbehorende teelten. Voor elke brondataset zijn functies voorzien in het Python package (zie verder) zodat de modelgebruiker kan kiezen of een dataset al dan niet gebruikt wordt. Hier bespreken we hoe een dataset opgenomen wordt in het model. Het doel van deze sectie is om te verduidelijken welke informatie beschikbaar is voor landgebruik, riolering en erosiebestrijdingsmaatregelen, en hoe en waar ze gebruikt worden in de werkwijze.

Ter ondersteuning van dit hoofdstuk wordt in Appendix A een overzicht gegeven van alle inputdata gebruikt voor het opbouwen van het pycnws model. Een overzicht van updates van deze datalagen zal bijgehouden worden op een GitHub pagina (in ontwikkeling, zie ook sectie 7).

4.1 LANDBOUWPERCELEN

Er zijn drie verschillende bronnen voor landbouwpercelen en de bijbehorende teelten: de landbouwpercelen van Landbouw en Visserij (LV) (1999-2019), de Mestbankpercelen (1999-2007) en de landbouwpercelen van Wallonië (2015-2018). De landbouwpercelen data zijn polygonenlagen die jaarlijks wijzigen. Aan elk landbouwperceel is minstens de gewascode van de hoofdteelt als attribuut gekoppeld.

Voor elk kalenderjaar vanaf 1999 is er een datalaag met landbouwpercelen beschikbaar bij het Departement Landbouw en Visserij (LV). Deze polygoonbestanden worden als basis genomen voor de informatie over de landbouwpercelen. In de brondataset van Landbouw en Visserij is soms het veld 'IN_GBR_31' (2015 – 2017) of 'IN_GBR_PH' (2018 – 2019) opgenomen. Dit veld geeft aan of een perceel in gebruik was op 31 mei van dat jaar. We gebruiken enkel de percelen waar dit het geval is (waarde 'J') om zo overlappende percelen te verwijderen uit de dataset. Daarnaast bevat de jaarlijkse dataset soms attributen die niet relevant zijn voor de modelberekeningen; deze worden verwijderd zodat enkel de gewascode en gewasnaam van de voor-, hoofd- en nateelt behouden worden, samen met de attributen 'ERO_NAM' (de klasse van een perceel in de potentiële bodemerosiekaart), 'STAT_BG' (een indicatie hoe lang een perceel reeds grasland is) en 'CODE_OBJ' (een unieke ID per perceel).

In de periode 1999-2007 werden de landbouwpercelen door de Mestbank apart geregistreerd. Deze polygonenlaag wordt gebruikt ter aanvulling van de landbouwpercelen datalaag van Landbouw en Visserij (LV). De geometrie van polygonen die zowel in de landbouwpercelen datalaag van de Mestbank als in deze van LV voorkomen is niet identiek. Wanneer een Mestbankperceel voor 75% of meer overlapt met een landbouwperceel van LV, wordt enkel het landbouwperceel van LV behouden. Beide percelen worden dan als identiek beschouwd. Indien er minder dan 75 % overlap is, wordt het Mestbankperceel toegevoegd aan de landbouwpercelen datalaag van LV, zodat een zo volledig mogelijke landbouwpercelen datalaag voor de periode 1999-2007 wordt bekomen. Vanaf

2008 werd de éénmalige perceelsregistratie (EPR) ingevoerd waardoor er geen verschillende bronnen meer samengevoegd moeten worden

Kaartlagen van de landbouwpercelen van Wallonië zijn slechts beschikbaar voor 2015 tot 2018. Indien Waalse perceelsgegevens nodig zijn van vóór 2015, worden de perceelsgegevens van 2015 gebruikt.

Op basis van alle landbouwpercelen in de dataset van het Departement Landbouw en Visserij in de periode 1999-2019 werd een tabel gemaakt met alle voorkomende gewascodes. Elk gewas heeft immers een unieke code. Deze tabel met gewascodes werd uitgebreid met gewasspecifieke informatie, zoals C-factoren, het CNtype_id en de landgebruiksklasse die het gewas in het model krijgt. Hier wordt later in dit document verder op ingegaan. De gewascodetabel wordt jaarlijks bijgewerkt en is mee opgenomen in het versiebeheersysteem (zie sectie 7).

De Waalse landbouwpercelen bevatten ook gewascodes. Deze codes hebben dezelfde oorsprong als de Vlaamse gewascodes, maar er worden sinds de regionalisering van het landbouwbeleid andere definities en codering gehanteerd. Hierdoor zijn de codes niet meer vergelijkbaar. Daarom werd een vertaaltabel gemaakt waarin alle gewascodes die voorkomen in de Waalse percelendatalagen gekoppeld worden aan de gewascodetabel van Vlaanderen. Op deze manier kunnen de teelteigenschappen uit de Vlaamse gewascodetabel ook toegepast worden op de Waalse percelen.

Alle landbouwperceelsgegevens van de drie beschikbare bronnen in het modelgebied worden samengevoegd tot één polygonenbestand. Elke polygoon stelt een perceel voor en krijgt een uniek identificatienummer en een landgebruikscode. De CN-WS perceelskaart code wordt toegekend door het polygonenbestand te koppelen met de gewascodetabel op basis van de gewascode van de hoofdteelt. In deze tabel is per teelt bepaald naar welke CN-WS perceelskaart landgebruikscode (Tabel 2) deze te vertalen is.

4.2 EROSIEBESTRIJDINGSMAATREGELEN

4.2.1 Gerealiseerde maatregelen via het Erosiebesluit

Het Departement Omgeving houdt een polygonenbestand bij van alle erosiebestrijdingsmaatregelen die gerealiseerd zijn met subsidies aan gemeenten via het Erosiebesluit. Dit polygonenbestand wordt regelmatig bijgewerkt door het Departement. Momenteel worden nog niet alle polygonen in het CN-WS model opgenomen worden; enkel de polygonen die we kunnen beschouwen als een grasstrook of bufferbekken worden in rekening gebracht. Voor toekomstige modeltoepassingen is het echter wel mogelijk om met de andere ingetekende polygonen rekening te houden. In Tabel 7 wordt weergegeven welke types van maatregelen, aangelegd via het Erosiebesluit, verwerkt worden. Voor de doorrekening van een bepaald jaar wordt enkel rekening gehouden met de maatregelen die reeds aangelegd waren in het bestudeerde jaar (hiervoor gebruiken we het attribuut ‘Aanleg’).

Gezien een bufferende aarden dam in vele gevallen een geheel vormt met een erosiepoel of bufferbekken, worden alle features die horen bij hetzelfde bufferbekken, geclusterd en samengevoegd tot een polygoon die zowel de dam als het bekken omvat. Deze clustering gebeurt als volgt (Tabel 8):

- Er wordt rond alle features die als bufferbekken beschouwd worden een buffer berekend van 2 m.

- Deze gebufferde polygonen worden samengevoegd tot een multipolygoon via een dissolve-algoritme. Hierdoor worden de aanpalende features binnen de multipolygoon samengevoegd tot een geheel.
- De multipolygoon wordt vervolgens terug opgesplitst in verschillende polygonen. Deze polygonen bevatten de samengevoegde (gebufferde) features die als bufferbekken gebruikt kunnen worden. Door de multipolygoon op te splitsen kunnen de individuele buffers met hun features beschouwd worden als afzonderlijke polygonen. De eigenschappen van de deelmaatregelen worden gekoppeld aan de buffers; indien geen eigenschappen (zoals hoogte, diameter) gedefinieerd zijn in de polygonenlaag, worden hiervoor benaderende standaardwaarden toegevoegd:
- De hoogte van de dam is standaard 1 m, tenzij de geclusterde polygoon een 'aarden dam' uit het bronbestand snijdt; dan wordt 1.5 m toegekend
- Na het toekennen van de hoogte van de dam kan de buffercapaciteit benaderd worden door de oppervlakte van de polygoon te vermenigvuldigen met de hoogte van de dam. Dit gebeurt enkel indien de polygoon geen features uit het bronbestand snijdt waar de buffercapaciteit van gekend is. Indien de buffercapaciteit van een van de samengevoegde features gekend is, wordt die overgenomen. Indien de buffercapaciteit niet gekend is, wordt ze berekend door de oppervlakte van de polygoon te vermenigvuldigen met de hoogte van de buffer.
- De doorsnede van de knijp wordt standaard op 0,03 m^2 gezet (= 20 cm diameter). Indien de polygoon een dam met plantaardige materialen uit het bronbestand snijdt, wordt de doorsnede van de knijp vergroot tot 0,07 m^2 (= 30 cm diameter) Op deze manier wordt rekening gehouden met de waterdoorlatendheid van een plantaardige dam.
- De vangefficiëntie wordt standaard vastgesteld op 75 %, de hoogte van de knijp op 0 m en de breedte van de overloop op 7m. De afvoer coëfficiënt bedraagt 0,6. Deze waarden komen uit de oorspronkelijke handleiding van CN-WS (Degerickx and Van Den Broeck, 2015).

Tabel 7: Opgenomen maatregelen uit het bestand 'gerealiseerde maatregelen Erosiebesluit' in CN-WS

Type maatregel	Opgenomen in model als
Grasgang	Grasstrook
Graszone	Grasstrook
Grasbufferzone	Grasstrook
Aarden dam (geen geleidende dam)	Bufferbekken
Bufferbekken	Bufferbekken
Dam uit plantaardige materialen	Bufferbekken
Erosiepoel	Bufferbekken

De breedte van grasstroken bepaalt voor een groot deel de efficiëntie van deze erosiebestrijdingsmaatregel. Het attribuut 'BREEDTE' in de hier besproken dataset is voor de grasstroken echter niet altijd ingevuld. Wanneer er geen waarde is ingevuld, wordt de breedte benaderd volgens onderstaande formule (Deproost et al., 2018):

$$B_{gr} = \frac{1}{4}\left[P_{poly} - \sqrt{{P_{poly}}^2 - 16A_{poly}}\right] \quad (9)$$

Met

B_{gr} = breedte van de grasstrook (m).

A_{poly} = oppervlakte van de polygoon (m^2)

P_{poly} = omtrek van de polygoon (m)

Het polygonenbestand van alle erosiebestrijdingsmaatregelen die gerealiseerd zijn met subsidies aan gemeenten via het Erosiebesluit bevat naast de maatregelen uit Tabel 7 nog andere maatregelen (denk bijvoorbeeld aan geleidende dammen en grachten of inbuizingen). Deze maatregelen zijn tot op heden niet opgenomen in de verwerking voor CN-WS omdat deze maatregelen ingetekend zijn als polygonen. Geleidende grachten, geleidende dammen en inbuizingen bepalen de richting van de afstroming. Om deze afstromingsrichting correct te kunnen implementeren in CN-WS moeten ze ingetekend worden als een vector waarvan de richting en zin overeenstemmen met de afstromingrichting. Wanneer deze maatregelen correct ingetekend zijn, kunnen ze ook verwerkt worden als erosiebestrijdingsmaatregelen in CN-WS.

4.2.2 Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit

De Provincie Vlaams-Brabant, de Samenwerking Land en Water (Watering van Sint-Truiden i.s.m. de Provincie Limburg), het Provinciaal Steunpunt voor Milieu (PCM), de VLM, gemeenten en andere instanties leggen ook erosiebestrijdingsmaatregelen aan zonder subsidie van het Erosiebesluit. De locaties van deze aangelegde maatregelen worden in afzonderlijke polygonenbestanden bijgehouden. Deze bestanden zijn volgens hetzelfde datamodel als de gerealiseerde maatregelen via het Erosiebesluit opgesteld en worden dan ook op dezelfde manier verwerkt. Een geïntegreerd bestand van alle erosiebestrijdingsmaatregelen is in opmaak. De parameters voor de buffers staan gedefinieerd in Tabel 8.

4.2.3 Beheerovereenkomsten

De Vlaamse Landmaatschappij sluit sinds 2005 beheerovereenkomsten met landbouwers. Een aantal van deze beheerovereenkomsten kunnen als erosiebestrijding beschouwd worden. Er is daarom een vertaaltabel opgemaakt die alle types beheerovereenkomsten bevat die voorkomen in de periode 2005-2020 en een vertaling van deze types naar erosiebestrijdingsmaatregel die in het model opgenomen kunnen worden (als grasstrook, bufferbekken of niet-kerende bodembewerking). Ieder jaar wordt deze vertaaltabel bijgewerkt op basis van de meest recente datalaag van beheerovereenkomsten. De VLM stelt voor elk jaartal een datalaag met de lopende beheerovereenkomsten ter beschikking. Deze datalagen zijn echter niet gestandaardiseerd. Denk hierbij aan gewijzigde attribuutnamen of het datatype van de attributen dat verschilt. In de dataset die het model gebruikt zijn deze verschillen manueel weggewerkt.

De geselecteerde bufferbekkens uit de beheerovereenkomsten krijgen volgende attributen toegekend (Degerickx and Van Den Broeck, 2015) (Tabel 8):

- hoogte dam: 0,75 m (enkel CN);
- hoogte knijp: 0 m (enkel CN);
- doorsnede knijp: 0,03 m^2 (enkel CN);
- afvoer coëfficiënt: 0,6 (enkel CN);
- breedte overloop: 7 m (enkel CN);
- vangefficiëntie: 75 %.

De buffercapaciteit van een buffer uit de beheerovereenkomsten wordt berekend als het product van de attributen ‘lengte’ en ‘breedte’ en de standaard hoogte van de dam (0,75 m).

Tabel 8: Overzicht van de buffer parameters voor de verschillende bronnen van erosiebestrijdingsmaatregelen. Opmerking: enkel de vangefficiëntie wordt gebruikt voor de modellering in de module WS.

Bron	Type	Hoogte dam(m)	Hoogte knijp(m)	Doorsnede knijp (m^2)	Afvoer coefficient(-)	Breedte overloop (m)	Vang-efficientie(%)	Bron
Beheerovereenkomsten	ntkerend							
Beheerovereenkomsten	stoppel							
Beheerovereenkomsten	directe_inzaai							
Beheerovereenkomsten	grasstrook							
Beheerovereenkomsten	grasland							
Beheerovereenkomsten	bufferbekken	0.75	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015. Persoonlijke communicatie.
Erosiebestrijdingsplan (lijn shape)*	grasbufferstrook							
Erosiebestrijdingsplan (lijn shape)*	grasgang							
Erosiebestrijdingsplan (lijn shape)*	kleine landschapselementen							
Erosiebestrijdingsplan (lijn shape)*	buffergracht	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebestrijdingsplan (lijn shape)*	dam	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebestrijdingsplan (punt shape)*	poel	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebesluit	grasgang							
Erosiebesluit	graszone							
Erosiebesluit	grasbufferstrook							
Erosiebesluit	aarden dam	1.5	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015 Persoonlijke communicatie.
Erosiebesluit	bufferbekken	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebesluit	dam plantaardige materialen	1	0	0.07	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebesluit	erosiepoel	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	grasgang							
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	graszone							
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	grasbufferstrook							
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	aarden dam	1.5	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015 Persoonlijke communicatie.
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	bufferbekken	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	dam plantaardige materialen	1	0	0.07	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015
Erosiebestrijdingsmaatregelen buiten het Erosiebesluit	erosiepoel	1	0	0.03	0.6	7	75	Degerickx and Van Den Broeck, 2015

*de datalaag erosiebestrijdingsplan wordt gebruikt in sectie 5.7.3.

4.3 INFRASTRUCTUUR

Er worden twee vectoriële bronnen gebruikt voor infrastructuur: het Grootschalig Referentiebestand (GRB) en het wegenregister. Beide bestanden zijn vrij op Geopunt beschikbaar. De GRB-versie van 7 maart 2017 wordt gebruikt en het wegenregister van 22 juni 2017. Het wegenregister wordt integraal opgenomen met inbegrip van de aarden wegen.

Het GRB bevat verschillende entiteiten, maar deze zijn niet allemaal relevant voor de modelering. Er werd op basis van het GRB een infrastructuurbestand met polygonen aangemaakt. Dit infrastructuurbestand bevat volgende entiteiten uit het GRB:

- Sbn (spoorbaan)
- Wbn (wegbaan)
- Wga (wegaanhorigheid)
- Gba (gebouwaanhorigheid)
- Gbg (gebouw aan de grond)
- Knw (kunstwerk)
- Trn (terrein) (deels, enkel waar het attribuut BDMGB (bodemgebruik) waarde 1 (verkeer), 6 (burgerlijk-cultureel) of 7 (exploitatie) heeft.

4.4 WATERLOPEN, RIOLERING EN GRACHTEN

4.4.1 VHA

De VHA, of Vlaamse Hydrografische Atlas, is een dataset van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) waar alle Vlaamse waterloopsegmenten topologisch correct zijn ingetekend. Elk segment is ingetekend in de richting van de dominante stroomrichting van de waterloop en elk eindpunt van een streng valt samen met het beginpunt van een andere streng. Dit netwerk van waterlopen is vrij beschikbaar op Geopunt. De versie van 30/01/2019 wordt gebruikt, waaraan enkele Waalse waterloopsegmenten werden toegevoegd. Er worden geen selecties gemaakt op de dataset. Er worden geen extra segmenten toegevoegd die in het Brussels gewest liggen, tenzij deze opgenomen zijn in de VHA.AWIS
De VMM beheert een dataset die alle rioolstrengen bevat: het afvalwaterinformatiesysteem of AWIS. Voor de modellering werd een uittreksel uit de databank AWIS2 gebruikt d.d. 22/05/2019.

AWIS2 bevat veel rioolstrengen die niet relevant zijn voor de sedimentmodelering (bvb. leidingen uitsluitend voor afvalwater of persleidingen). Gezien riolering als eindpunt wordt beschouwd in de huidige versie van de modellering, worden enkel de strengen weerhouden waar directe instroom van sediment mogelijk is. De relevante leidingen zijn die waar het veld ‘WATER_AF’ de waarden ‘gemengd’ of ‘regenw’ heeft, waar het veld ‘STATUS’ de waarde ‘funct’ kent, het veld ‘AFVOER’ ‘grav’ bevat en waar het ‘STR_TYPE’ ‘r_streng’ is.

4.4.2 Straatkolken en inlaatroosters Fluvius

Fluvius beschikt over een databestand van straatkolken en inlaatroosters voor 84 steden en gemeenten in Vlaanderen. De straatkolken en inlaatroosters vormen een aanvulling op de mogelijk inlaatpunten die via de karakteristieken van de rioolstrengen in de databank AWIS2 werden geselecteerd. Fluvius leverde een uittreksel uit dataset van straatkolken d.d. 29/01/2020. Voor de

inlaatroosters wordt gewerkt met een uittreksel d.d. 15/01/2020. Deze dataset is enkel gebruikt voor testen en kan later opgenomen worden in het model.

4.4.3 Grachten GRB

Het Grootschalig Referentiebestand (GRB, zie ook sectie 4.3) bevat een entiteit die greppels en grachten langs infrastructuur bevat (Wgr). Deze informatie wordt weergegeven als lijnen. Deze lijnen zijn echter niet met elkaar verbonden, zijn dikwijls onderbroken aan bruggen en doorgaans niet topologisch correct ingetekend, zodat er geen informatie beschikbaar is over de stroomrichting. Grachten in het GRB worden opgenomen als eindpunten (zie sectie 3.4). De datalaag wgr kan integraal opgenomen worden bij het aanmaken van inputbestanden voor CN-WS. Het is belangrijk om te vermelden dat de grachten in het GRB ook ingebuisde grachten kunnen zijn, dewelke in het model als open grachten worden aanzien.

4.4.4 Grachten Fluvius

Ook Fluvius houdt een inventaris bij van de grachten als een lijnenbestand. Deze grachten overlappen grotendeels met de grachten van de VHA en het GRB, maar vormen er deels ook een aanvulling op. Er wordt met een uittreksel uit dit databestand van 28/01/2020 gewerkt. Uit het bestand worden de lijnen geselecteerd waarvan het veld 'AARD' de waarden 'Achterliggende gracht', 'Baangracht' of 'Gracht' bevat.

4.4.5 Extra grachten CN-WS

Gedurende de looptijd van het project werden verschillende studiegebieden gemodelleerd. Deze modelresultaten werden door experten met veel terreinkennis in deze gebieden gevalideerd (zie hoofdstuk 9). Deze experten brachten ook informatie aan over de ligging van grachten, die nog niet gekend waren. Deze grachten worden bijgehouden in een lijnenbestand. De grachten in dit bestand zijn ingetekend in de richting van de dominante stroomrichting. Deze dataset is voorlopig de enige grachtendataset die gebruikt kan worden als geleidende gracht (zie sectie 3.3.4).

4.4.6 Réseau Hydrographique

Net zoals de Vlaamse Hydrografische Atlas bestaat er een lijnenbestand met waterlopen in Wallonië: de Réseau Hydrographique. Deze dataset is een digitalisatie van een inventaris van waterlopen uit de jaren 1950 en is vrij beschikbaar via het Waalse Geoportaal. De Réseau Hydrographique is echter niet volledig topologisch correct opgebouwd en sluit niet aan op de VHA. Momenteel wordt deze dataset niet gebruikt in de modelering, maar er bestaat wel de optie om deze waterlopen op te nemen.

4.5 LANDGEBRUIK VLAANDEREN

Naast de vectoriële datasets werden ook enkele rasters met landgebruiksinformatie verzameld om het landgebruik aan te vullen. Al deze rasters werden omgezet naar de landgebruiksklassen van CN-WS (zie Tabel 2).

4.5.1 Bodembedekkingskaart 1995

De Vlaamse Bodembedekkingskaart (Gulinck et al., 1996) werd aangemaakt op basis van een herklassificatie van Landsat satellietbeelden. De landgebruiksklassen uit deze bodembedekkingskaart werden omgezet naar de landgebruiksklassen in CN-WS. Deze omgezette

landgebruikskaart is in het verleden door de KU Leuven veel gebruikt voor berekeningen met WaTEM/SEDEM. In CN-WS wordt ze gebruikt bij modelsimulaties tussen 1995 en 1999.

4.5.2 Bodembedekkingskaart 2001

De bodembedekkingskaart van 2001 (vrij beschikbaar via Geopunt) beschrijft het landgebruik in negen klassen. Deze landgebruiksklassen werden volgens de vertaaltabel in Tabel 9 omgezet naar de CN-WS perceelskaart klassen (Tabel 2). Deze tabel is overgenomen uit de oorspronkelijke handleiding van het CN-WS model. De omgezette bodembedekkingskaart van 2001 wordt gebruikt voor modelsimulaties tussen 2000 en 2008.

Tabel 9: Omzetting landgebruiksklassen bodembedekkingskaart 2001 naar landgebruiksklassen CN-WS

Bodembedekkingsklasse 2001	CN-WS perceelskaart codes
Weiland	Grasland
Akkerbouw	Akkerland
Boomgaard	
Loofbos en gemengd bos met overwegend loofhout	Bos
Loofbos en gemengd bos met overwegend naaldhout	
Duin en strand	
Heide	
Water	Open water

4.5.3 Bodembedekkingskaart 2012 en Boswijzer 2013

De bodembedekkingskaart van 2012 (BBK5_12) is een rasterbestand met een resolutie van 5 m en deelt het landgebruik in Vlaanderen op in 14 klassen. Dit bestand is vrij beschikbaar op Geopunt. De 14 klassen worden volgens Tabel 5 omgezet naar de landgebruikscodes van de CN-WS perceelskaart.

Tabel 10: Omzetting landgebruiksklassen bodembedekkingskaart 2012 naar CN-WS perceelskaart klassen.

Klasse BBK5_12	CN-WS perceelskaart codes
Water	Open Water
Bomen	Bos
Bomen (WTZ)	
Bomen (WBN)	Bufferbekken
Akker	Akkerland
Akker (Lbgebrperc)	
Gras, Struiken (Lbgebrperc)	Grasland
Gras, Struiken (WTZ)	
Gras, Struiken (WBN)	
Gebouwen	Infrastructuur
Autowegen	
Spoorwegen	
Overig Afgedekt	
Overig Onafgedekt	

4.5.4 Bodembedekkingskaart 2015

Deze bodembedekkingskaart is recent (eind 2019) gepubliceerd door AIV en nog niet verwerkt of gebruikt als modelinput. Dit raster kan in een volgende versie van de modeldataset opgenomen worden.

4.6 LANDGEBRUIK WALLONIË

Voor Wallonië is er een vectorieel landgebruiksbestand beschikbaar, de Carte d'Occupation du Sol de Wallonie (COSW). In deze dataset is het volledige Waalse gewest ingedeeld in polygonen met een bepaald landgebruik. Versie 2.07 van deze dataset is gehanteerd voor deze modelleringsoefening. Er werd een vertaaltabel gemaakt waarin elke landgebruiksklasse uit de COSW gelinkt wordt aan een van de zeven landgebruikscodes van de CN-WS perceelskaart (Tabel 2). De COSW werd op deze manier omgezet naar een landgebruikskaart die gebruikt kan worden in CN-WS. De geclassificeerde polygonen werden vervolgens verrasterd (all-touched). Dit raster werd samengevoegd met de bodembedekkingskaart van 2012 (zie ook sectie 4.5.3).

4.7 LANDGEBRUIK BRUSSEL

Het landgebruik in het Brussels Hoofdstedelijk gewest is niet opgenomen in de Vlaamse of Waalse datasets. Er bestond bij de aanvang van het project geen gedetailleerde landgebruikskaart van Brussel. Er bestaan echter wel bestanden met polygonen van het 'Blauwe Netwerk' (vijvers, rivieren en kanalen) en het 'Groene Netwerk' (parken en bossen). Deze datalagen zijn beschikbaar in het Geoportaal van Leefmilieu Brussel (gedownload maart 2017).

Er werd een landgebruikskaart van Brussel aangemaakt met de aanname dat heel het Brusselse gewest bestaat uit infrastructuur met uitzondering van de polygonen in het Groene Netwerk (landgebruiksklasse bos) en het Blauwe Netwerk (landgebruiksklasse open water).

4.8 LANDGEBRUIK VOLLEDIG MODELDOMEIN

Veel modelsimulaties gebeuren in het grensgebied van Vlaanderen met de andere Belgische gewesten. Daarom werden de landgebruikskaarten van Wallonië (zie sectie 4.6) en Brussel (zie sectie 4.7) samengevoegd met de Vlaamse landgebruikskaart van 2012 (zie sectie 4.5). Op deze manier werd een landgebruikskaart verkregen die geldig is over de administratieve grenzen en gebruikt kan worden om het landgebruik in een volledig rivierbekken te karakteriseren. Het is belangrijk om op te merken dat de landgebruikskaarten van de drie gewesten niet altijd mooi op elkaar aansluiten. Het landgebruik van de pixels in de grensgebieden tussen de rasters werd manueel aan het raster toegevoegd op basis van luchtfoto's.

Deze landgebruikskaart wordt gebruikt bij modelsimulaties vanaf 2008.

5 PRE- EN POST-PROCESSING

5.1 PYTHONSCRIPTS: ALGEMEEN

De in- en output van CN-WS wordt via een Python package aangemaakt en verwerkt (pycnws, zie https://cn-ws.github.io/pycnws). Er werd voor de scripting taal Python (>3.x) gekozen omdat binnen Python veel bibliotheken aanwezig zijn om (ruimtelijke) datasets zoals shapefiles, rasters of datatabellen, te verwerken. Er wordt vooral gebruik gemaakt van de GIS bibliotheken saga gis (Conrad et al., 2015) en gdal (GDAL/OGR contributors, 2020). Daarnaast worden de Python bibliotheken voor data handling en matrices veel gebruikt (pandas en numpy). Een volledige lijst van de gebruikte bibliotheken en hun versie wordt bijgehouden in het git-repository (zie hoofdstuk 7).

In dit rapport wordt de technische werking van het package niet beschreven. Hoe het package gebruikt wordt, is uitgebreid beschreven in de documentatie van de code die teruggevonden kan worden in de git repositories of op de server waar het model ontsloten wordt. Er zijn verschillende tutorials en templates beschikbaar om snel aan de slag te kunnen gaan met dit package.

Het Python package is opgebouwd uit een generiek deel dat in principe toegepast kan worden in elk studiegebied ter wereld en een deel specifiek voor Vlaanderen. Het deel voor Vlaanderen verwerkt vooral de inputdatasets die besproken zijn in het vorige hoofdstuk.

Alle wijzigingen en updates van de Python code worden bijgehouden in git en een documentatie pagina (zie hoofdstuk 7).

5.2 DATAVERWERKING MODULE

5.2.1 Generiek deel

In het generiek deel van het Python package is de structuur van de workflow vastgelegd. Een voorbeeld van deze workflow wordt gegeven in sectie 5.4.

Een eerste stap in de workflow van het package is het aanmaken van een *Catchment*-object. Dit *Catchment*-object bevat de links naar bepaalde datasets van een te modeleren gebied die bij de berekening van verschillende scenario's kunnen hergebruikt worden. Denk maar aan een shapefile met de waterloopstrengen, shapefiles met lijnen of polygonen die infrastructuur voorstellen, data van landbouwpercelen, erosiebestrijdingsmaatregelen,… Daarnaast bevat het *Catchment*-object functies die shapefiles kunnen omzetten naar rasters die in elk scenario kunnen hergebruikt worden, bijvoorbeeld de rivier routering , de riviersegmenten of de K-factor. Een *Catchment*-object kan voor verschillende scenario-berekeningen hergebruikt worden. Hierdoor is de modelgebruiker zeker dat in elke berekening voor een bepaald stroomgebied steeds met dezelfde data gewerkt wordt.

Een tweede stap bestaat uit het aanmaken van een *UserChoices*-object. Dit object bevat alle keuzes van de gebruiker met betrekking tot het te berekenen scenario. Variabelen zoals de R-factor, kTC-waarden of perceelsconnectiviteiten worden opgeslagen in dit object. Ook modelkeuzes zoals het al dan niet meenemen van bufferbekkens, grasstroken, riolering,… worden vastgelegd binnen het *UserChoices*-object. Een *UserChoices*-object kan voor verschillende modelberekeningen hergebruikt

worden. Op die manier kan verzekerd worden dat bijvoorbeeld verschillende stroomgebieden steeds met dezelfde modelkeuzes en parameters doorgerekend worden.

De data uit het *Catchment*-object en de keuzes in het *UserChoices*-object kunnen gecombineerd worden in een *Scenario*-object. In een *Scenario*-object wordt alle benodigde modelinput (landgebruikskaarten, C-factorkaart, rasterkaart met buffers,…) aangemaakt door de data uit het *Catchment*-object te combineren volgens de keuzes die vastgelegd zijn in het *UserChoices*-object. Optioneel kan de gebruiker nog data toevoegen die enkel voor een specifiek scenario gebruikt kan worden. In het scenario-object is ook een functie opgenomen die, na het aanmaken van alle nodige modelinput, het CN-WS model kan starten. Een visuele weergave van de relatie tussen de objecten wordt weergegeven in Figuur 5.

5.2.2 CN-WS Python package toegepast op Vlaanderen

In het Python package zijn twee modules opgenomen die specifiek voor Vlaanderen de beschikbare data kunnen bevragen en verwerken.

Een eerste module bevat een *SourceData*-object. Dit object bevat een heel aantal functies die de brondatasets opvraagt en nakijkt of de datasets voldoen aan de voorwaarden waar een dataset aan moet voldoen om correct verwerkt te worden door het package. Denk hierbij aan controles waar de geometrie (punt, lijn of polygoon) van een vectorieel bestand nagekeken wordt, of een check of alle attributen aanwezig zijn en het juiste formaat hebben (float, integer, tekst). Deze stap is essentieel om de robuustheid van de code; en het model, te garanderen.

De tweede module bevat definities van *Catchment*-, *UserChoices*- en *Scenario*-object, specifiek voor Vlaanderen. In deze objecten kunnen alle functies en variabelen uit de generieke objecten toegepast worden (ze worden overgeërfd), samen met de functies die specifiek voor Vlaanderen geschreven zijn.

De extra functies binnen het *Catchment*-object staan onder andere in voor het clippen van het GRB, het selecteren van de juiste percelen in de landbouwpercelen datalagen van Vlaanderen en Wallonië, het splitsen van de verschillende bronnen van erosiebestrijdingsmaatregelen in grasstroken en bufferbekkens,…

In het *UserChoices*-object worden enkele keuzes gedefinieerd rond de brondata van erosiebestrijdingsmaatregelen die meegenomen moeten worden in het scenario (beheerovereenkomsten, gerealiseerde erosiebestrijdingsmaatregelen Erosiebesluit, andere erosiebestrijdingsmaatregelen,…). Ook zijn er extra opties toegevoegd voor de verwerking van brondata die enkel in Vlaanderen van toepassing zijn.

5.3 POST-PROCESSING MODULE

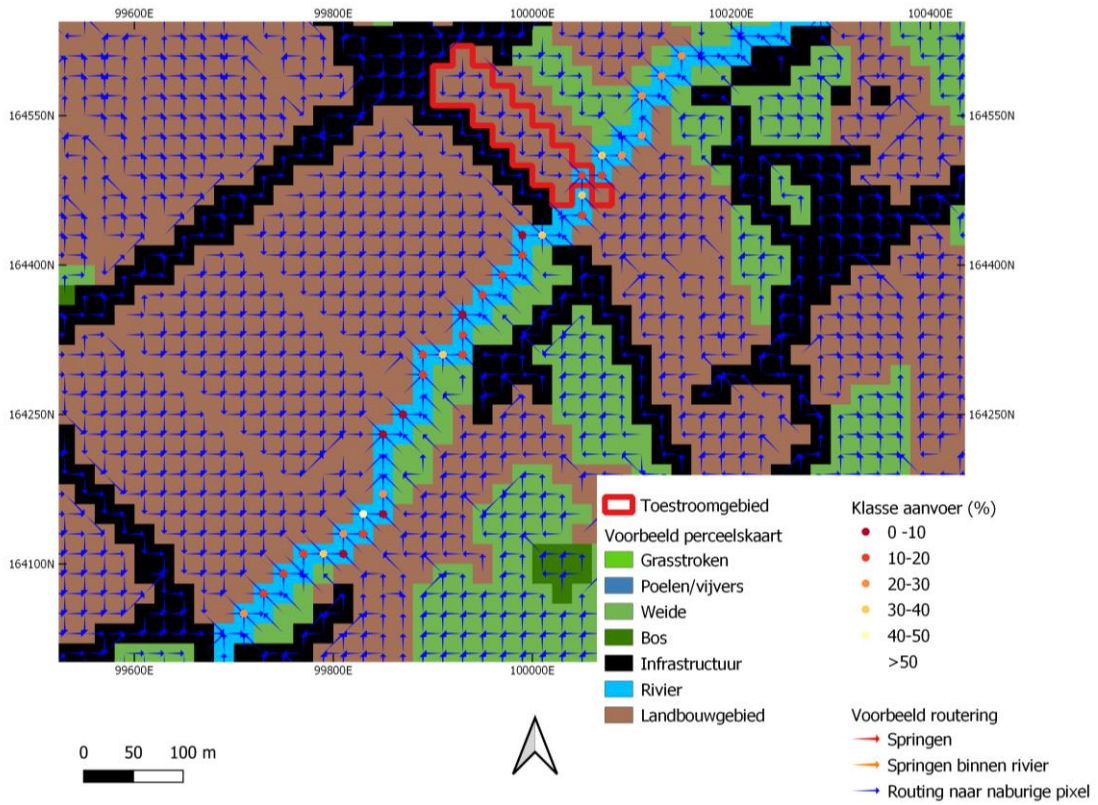
In het Python package worden verschillende nuttige functies toegevoegd die het toelaten om enkele courante analyses snel te kunnen uitvoeren. Deze functies staan in voor:

- het converteren van de eenheden van de modeloutput van kg naar ton;
- het omzetten van de routeringtabel naar een shapefile zodat de routering gevisualiseerd kan worden in GIS (Figuur 3);
- bepalen van het toestroomgebied van een of meerdere punten in het modeldomein (Figuur 3);

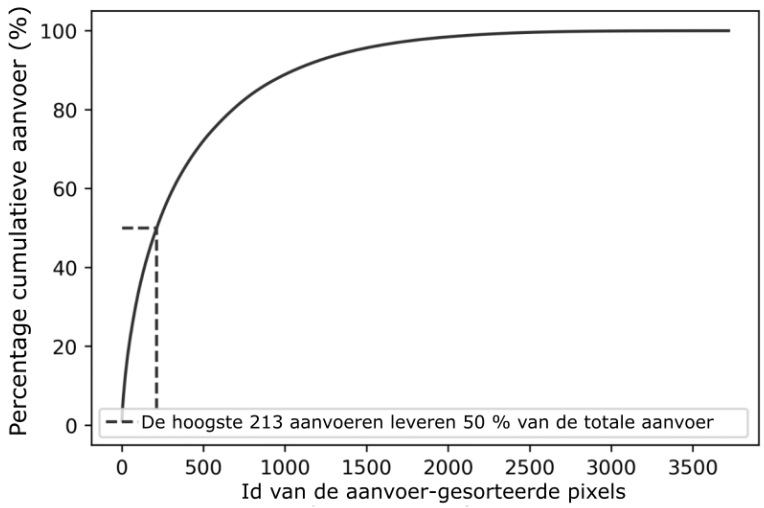
- automatische identificatie van punten in de waterlopen, grachten of riolering met hoge sedimentaanvoer (Figuur 3) en omzetting van de rastercellen naar een puntlaag;
- automatische analyse van het (relatieve) voorkomen van het landgebruik in het modeldomein;
- koppeling van sedimentexport aan het juiste waterloopsegment;
- koppeling van sedimentexport aan de polygoon van het toestroomgebied;
- vergelijken van verschillende scenario's van hetzelfde modelgebied, o.a. het aanmaken van verschilkaarten en tabellen met kerngetallen per scenario;
- samenvoegen van modelgebieden tot één gebied;
- berekening gemiddelde netto erosie per perceel;
- berekening van de efficiëntie van een grasstrook op basis van de totale sedimentatie in deze grasstrook.

Een voorbeeld van de routeringtabel omgezet in een shapefile is te vinden in Figuur 3. In deze figuur zien we de gesimuleerde routering van sediment over een reeks landbouwpercelen naar de rivier. Er kan via deze visualisatie gevolgd worden hoe de afstroming zich standaard opsplitst in twee vectoren en de perceelsgrenzen en infrastructuur volgt tot een laagste punt bereikt wordt. In de QGIS-laag is het mogelijk om de individuele pijlen te bevragen en de gekoppelde sedimentvracht te analyseren. Zo kunnen, samen met andere kaartlagen, knelpunten geïdentificeerd worden. In Figuur 3 is een illustratie te zien van een afgelijnd toestroomgebied naar een bepaald geselecteerd interessant afvoerpunt in de rivier. De visualisatie in Figuur 3 kan gebruikt worden om modelresultaten te evalueren en te controleren of de gesimuleerde afstromingspatronen overeenkomen met de situatie op het terrein.

De identificatie van de punten met de hoogste sedimentaanvoer kan gebeuren op basis van vaste grenswaarden of door een algoritme dat procentueel de punten met de hoogste sedimentaanvoer berekent. In dit algoritme worden de rivierpixels in een bekken gesorteerd van hoge naar lage aanvoer, en wordt de cumulatieve aanvoer (in percentage) berekend (zie Figuur 4). Deze grafiek zal altijd de vorm van een parabool ($y = x^{1/2}$ voor $x \geq 0$) aannemen, met een beperkt aantal rivierpixels waar een hoge afvoer is gesimuleerd, en veel rivierpixels met een lage afvoer. De inkleuring van de punten gebeurt daarbij op basis van de klasse van afvoer: bijvoorbeeld binnen de 50-40 %, 40-30 %, 30-20 %, 20-10 %, 10-0 % hoogste aanvoeren in Vlaanderen. Met deze visualisatie kunnen voor een gebied of op schaal van Vlaanderen de meest prioritair probleempunten van puntaanvoer geïdentificeerd worden. De volledige rasterkaarten van sedimentaanvoer geven alle sedimentaanvoer weer, zodat ook de meer diffuse sedimentaanvoer mee in beeld wordt gebracht. Het is belangrijk om te merken dat een analyse van de hoogste sedimentaanvoeren in percentages afhankelijk is van de schaal waarop het onderzoek verricht wordt. Dat wil zeggen dat de hoogste aanvoeren in een bepaald deelbekken niet per se de hoogste aanvoeren moeten zijn op de schaal van Vlaanderen. Het is dus zeer belangrijk om te definiëren op welke schaal een analyse van hoogste aanvoeren geanalyseerd wordt.



Figuur 3: Voorbeeld van de visualisatie van de routering, de CN-WS perceelskaart, de klasse aanvoer (%) en een afgelijnd toestroomgebiedje.



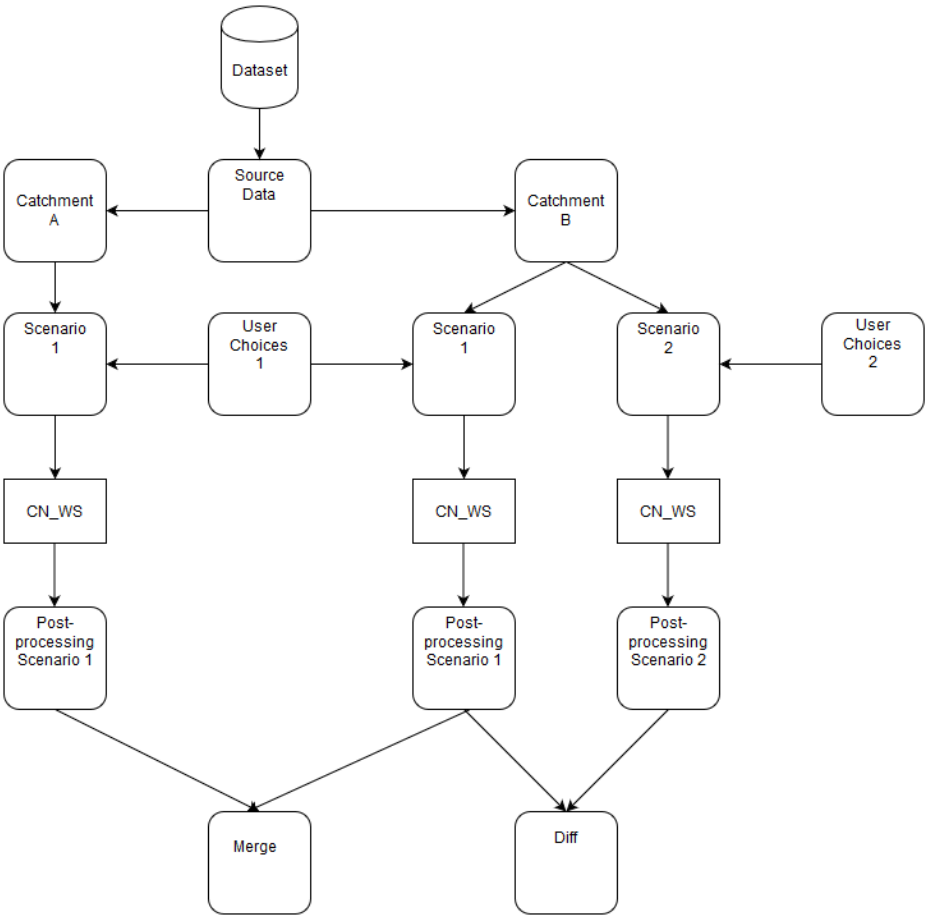
Figuur 4: Voorbeeld van percentage cumulatieve sedimentaanvoer (%) in functie van de volgens aanvoer-gesorteerde pixels (-)

We verwijzen naar de documentatie van het Python package waar de werking van deze functies uitgebreid beschreven wordt en waar nog extra functionaliteiten vermeld staan.

5.4 VOORBEELD WORKFLOW

De hierboven beschreven pre- en post-processing modules kunnen ingezet worden in verschillende situaties. Deze situaties worden weergegeven in Figuur 5. De inputs voor het *Sourcedata*-object zijn de brondatasets en deze kunnen gebruikt worden om de data voor meerdere *Catchment*-objecten aan te maken, bijvoorbeeld catchments A en B. In de *Catchment*-objecten worden de brondata verwerkt volgens de grenzen van het door te rekenen stroomgebied.

De gebruiker definieert een *UserChoice*-object dat samen met een *Catchment*-object een scenario vormt. Merk op dat een *UserChoice*-object, net zoals het *Sourcedata*-object, onafhankelijk is van een catchment en door verschillende *Catchment*-objecten kan gebruikt worden om gelijke scenario's te berekenen. Een *Catchment*-object kan ook met meerdere *UserChoice*-objecten gecombineerd worden tot verschillende scenario's. In een *Scenario*-object worden de datasets die aangemaakt zijn in het *Catchment*-object gecombineerd tot alle noodzakelijke inputdata voor CN-WS. Hierna wordt CN-WS gerund en de resultaten van de modelrun worden verwerkt in post-processing objecten. Twee scenario's met identieke user choices, maar voor verschillende bekkens, kunnen samengevoegd worden met de merge-tools in de post-processing modules. Twee verschillende scenario's, maar binnen hetzelfde bekken, kunnen met elkaar vergeleken worden met de 'diff-tools' beschikbaar in de post-processing modules.



Figuur 5: Flow-chart met alle mogelijkheden die het CN-WS Python package biedt. Voor een uitleg van dit schema wordt verwezen naar de tekst in sectie 5.4.

5.5 OUTPUT

De standaard modeloutput van WaTEM/SEDEM in CN-WS bestaat uit een aantal rasters en tekstbestanden. Enkele rasters en tekstbestanden werden toegevoegd na de aanpassingen aan de modelcode (zie volgend hoofdstuk). Een volledige beschrijving van de andere bestanden kan gevonden worden in Degerickx en Van Den Broeck (2015):

- 'Capaciteit' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de transportcapaciteitswaarde (TC, zie vergelijking (2));
- 'SLOPE' (radialen): raster met voor elke pixel de berekende hellingsgraad, gedefinieerd volgens de routering;
- 'UPAREA' (m^2): raster met voor elke pixel de berekende stroomopwaartse oppervlakte, gedefinieerd volgens de routering;
- 'LS' (-): raster met voor elke pixel de berekende waarde voor de LS-factor;
- 'RUSLE' (kg m^{-2} jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de berekende waarde voor de RUSLE-vergelijking;
- 'Watereros' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de waarde voor de netto erosie (negatieve waarde) en depositie (positieve waarde);
- 'SediExport' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke rivierpixel de waarde van de sedimentaanvoer;
- 'SediIn' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de waarde van het inkomend sediment in die beschouwde pixel;
- 'SediOut' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de waarde van het uitgaande sediment in die beschouwde pixel;
- 'Sewer_in' (kg jaar^{-1}): raster met voor elke pixel de hoeveelheid sedimentafvoer. Deze waarden zijn enkel gedefinieerd voor pixels die eindpunten zijn (zie sectie 3.4).

Vervolgens worden ook volgende tekstbestanden uitgeschreven:

- 'Routing': een tabel met een aanduiding van de routering per pixel, van de bronpixel (col, row) naar de doelpixels (targetcol en targetrow), en de afstand tussen de bron- en doelpixel. De verdeling van sedimentafvoer voor de twee doelcellen wordt gekwantificeerd in part1 en part2. Indien 'part1' gelijk is aan 1, dan is er maar één doelpixel;
- 'Total sediment': samenvatting van de gesimuleerde hoeveelheid erosie en aanvoeren;
- 'Total sediment VHA' (kg jaar^{-1}): een tabel met de gesimuleerde afvoer per VHA segment;
- 'Cumulative sediment VHA': een tabel met de gesimuleerde cumulatieve afvoer per VHA. Opgelet: als de optie riverroutering niet op 'True' staat, dan is de informatie in deze kaart niet nuttig.

Naast de standaard-modeloutput van CN-WS is er door de hierboven beschreven post-processing tools heel wat extra, afgeleide output mogelijk. De modelgebruiker heeft echter de mogelijkheid om een standaard set van post-processing functies uit te voeren. Deze functies genereren volgende output:

- toestroomgebieden voor elke waterloopsegment op basis van de opgestelde routering met de sedimentvracht en specifieke sedimentvracht die in het waterloopsegment terechtkomt en de sedimentvracht die in de riolering en grachten terechtkomt. Indien geen waterloopsegmenten aanwezig zijn in het modeldomein, wordt het toestroomgebied van de outletpixel berekend;

- shapefile met waterloopsegmenten en per segment de gemodelleerde sedimentvracht (ton $jaar^{-1}$) en de specifieke sedimentvracht (ton ha^{-1} $jaar^{-1}$) voor het berekende toestroomgebied van het segment;
- de outputrasters van CN-WS worden omgezet van kg naar ton;
- er wordt een punten shapefile aangemaakt waarin alle rivier- en rioolpixels omgezet zijn naar punten. In de attributentabel van dit puntenbestand zijn de sedimentvracht voor elk punt te vinden, maar ook de cumulatieve sedimentvracht wanneer de punten volgens hun sedimentvracht gerangschikt worden. Voor elk van deze punten kan het toestroomgebied berekend worden. Standaard gebeurt dit voor de punten met de grootste sedimentaanvoer (20 percentiel);
- per perceel wordt de totale hoeveelheid netto erosie berekend;
- er wordt een csv-bestand gemaakt waarin de oppervlaktes (ha) en relatieve oppervlaktes van elke klasse in de CN-WS perceelskaart beschreven wordt;
- de 'routing tabel' wordt omgezet naar een lijnen shapefile. Aan elke vector wordt de getransporteerde sedimentvracht en de CN-WS perceelskaart code van de bron- en doelpixel gekoppeld;
- in de 'routing tabel' worden pixels geïdentificeerd waar de routering aankomt, maar waar deze niet verderloopt naar lager gelegen pixels. Indien zulke punten aanwezig zijn, worden deze weggeschreven naar een apart puntenbestand;
- voor elke grasbufferstrook wordt berekend hoeveel sediment er in terechtkomt en hoeveel sediment er uitstroomt; het verschil van beide waarde bepaalt hoeveel sediment er opgevangen wordt door de grasbufferstrook.

5.6 VISUALISATIE

De ruimtelijk verdeelde brondata, inputdata en verwerkte modeldata kunnen gevisualiseerd worden in GIS. Voor de belangrijkste lagen werden gestandaardiseerde legendes gemaakt in QGIS. Deze legendes laten toe gebieden of scenario's gemakkelijk visueel met elkaar te vergelijken of te presenteren. De legendes kunnen gevonden worden in hetzelfde git-repository als het Python package.

5.7 STANDAARD SCENARIO'S

Uit de vorige hoofdstukken blijkt dat er een groot aantal combinaties van brondata, modelkeuzes en variabelen mogelijk is binnen CN-WS. Enkele standaard-scenario's verduidelijken de mogelijkheden. Daarnaast zijn er heel wat varianten mogelijk voor deze scenario's, alsook de combinatie met maatregelenkaarten op maat van een gebied. Sowieso is een doorrekening steeds jaarafhankelijk omdat de landbouwperceelsinformatie van een welbepaald jaar gebruikt wordt.

5.7.1 Standaardscenario A: Basisscenario met niet-teeltspecifiek landgebruik

In dit scenario wordt gewerkt met de perceelgegevens en de gerealiseerde erosiebestrijdingsmaatregelen (via het Erosiebesluit, provinciale subsidies of beheerovereenkomsten) van het meest recente jaar. Om echter de potentiële sedimentstromen duidelijk te identificeren, wordt er geen rekening gehouden met de concrete teelten van het beschouwde jaar. Akkerland wordt beschouwd als standaard akkerland met een gemiddelde C-factor; enkel landgebruik dat als meerjarig grasland kan worden beschouwd, wordt als grasland

meegerekend. Deze keuze werd gemaakt om een meerjarig beeld weer te geven zonder de impact van percelen met tijdelijk grasland en van de specifieke teeltkeuze van een bepaald jaar.

De gewascode van de hoofdteelt van percelen die, op basis van de toegekende landgebruikscode bij het aanmaken van het landbouwpercelen datalaag (zie sectie 4.1), als akkerland beschouwd worden, wordt vervangen door 9999. Deze code is als gewas in de gewascodetabel toegevoegd als 'meerjarig gemiddelde teelt'. Daarnaast worden percelen die de landgebruikscode 'grasland' hebben, maar geen blijvend grasland zijn (geen attribuut STAT_BG='BG' in de percelendataset van het departement Landbouw en Visserij of geen attribuut 'BG'='BG' in de gewascodetabel, zie Tabel 32 in Appendix C) ook omgezet naar akkerland. Op deze manier krijgen alle percelen, behalve de percelen die gedurende een lange periode als grasland of bos gekend zijn, de gemiddelde C-factor van akkerland (0,37) en wordt het effect van jaarlijks veranderende teelten uitgemiddeld.

Percelen die minstens 75 % overlappen met een gekende grasstrook worden verwijderd uit het percelenbestand zodat er geen overlap aanwezig is tussen de percelen en de gekende grasstroken en geen artificiële perceelsgrenzen gecreëerd worden in de CN-WS perceelskaart.

Dit scenario geeft enkel de impact weer van de gekende erosiebestrijdingsmaatregelen. Teelttechnische maatregelen die niet geïnventariseerd worden bij de perceelsregistratie, kunnen niet meegerekend worden. Bufferbekkens, erosiepoelen en dammen die (nog niet) opgenomen zijn in de brondatabestanden, worden evenmin in rekening gebracht. Verder is het belangrijk om te vermelden dat het grachtenbestand CN-WS (zie sectie 4.4.5) niet opgenomen is in de simulaties.

5.7.2 Standaardscenario B: Nul-scenario

Het nul-scenario stelt dezelfde situatie voor als de toestand met niet-teeltspecifiek landgebruik, maar de erosiebestrijdingsmaatregelen (buffers en grasstroken) worden niet meegenomen bij de opmaak van de inputbestanden van CN-WS. Het is belangrijk om aan te duiden dat in de dataverwerking de datalagen van de grasstroken wel worden beschouwd om te controleren of er een grasstrook overlapt met de percelen. Deze percelen zijn namelijk gekend als landbouwpercelen met een grasteelt, die bij het verwijderen van de erosiebestrijdingsmaatregelen moet omgezet worden naar akkerland. Indien er percelen zijn die minstens 75 % overlappen met een gekende grasstrook, dan krijgen deze percelen de gewascode 9999 (meerjarig gemiddelde teelt). Hierdoor wordt gegarandeerd dat deze percelen zeker als akkerland wordt geclassificeerd, en niet als (blijvend) grasland in de CN-WS perceelskaart. De vergelijking tussen het nul-scenario en het standaardscenario A laat toe het effect van de genomen erosiebestrijdingsmaatregelen te evalueren.

5.7.3 Standaardscenario C: Maximale erosiebestrijding

Een derde scenario houdt rekening met het effect van "maximale erosiebestrijding". Om na te gaan hoeveel potentieel er is om sedimentaanvoer naar de waterloop te beperken, kunnen drie fictieve maatregelen gedefinieerd en geïmplementeerd worden:

- het toepassen van de maatregelen die voorgesteld zijn in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen (scenario C1). De erosiebestrijdingsplannen bevatten een set van geplande, maar (grotendeels) nog niet uitgevoerde maatregelen;
- het toepassen van niet-kerende bodembewerking op een selectie van de meest erosiegevoelige percelen (bvb. 'paars' of 'rood' geclassificeerd in de potentiële bodemerosiekaart of op basis van de hoogste netto erosie per perceel) (scenario C2);

- het toepassen van een 20 m brede grasstrook langs de waterloop op de plaatsen waar akkerland gelegen is (scenario C3);
- de combinatie van de drie bovenstaande scenario's (C4).

Deze maatregelen kunnen gecombineerd worden met standaardscenario A om de extra reducties ten opzicht van scenario A te berekenen. Dubbeltellingen van maatregelen zijn op deze manier echter wel mogelijk.

De specifieke technische uitwerking van scenario's C wordt gegeven in sectie 11.4.

De sets van maatregelen kunnen ook gecombineerd worden met het nul-scenario om ze op deze manier te vergelijken met scenario A. Bij deze vergelijking zijn er geen dubbeltellingen en wordt het huidige scenario gesitueerd ten opzichte van het maximaal scenario.

5.7.4 Standaardscenario D: Basisscenario met teeltspecifiek landgebruik

Naast deze standaardscenario's die met een vereenvoudigd teeltschema werken, is het mogelijk om de reële C-factoren voor elke teelt te gebruiken in een modelberekening en de toestand voor een bepaald jaar weer te geven met inbegrip van teeltinformatie en teeltpraktijken. Hierbij is het mogelijk enkel rekening te houden met de hoofdteelt of ook met voor- en nateelten. Om deze teeltinformatie om te zetten naar C-factoren kunnen eenvoudige rekenregels gebruikt worden of een meer modelmatige aanpak. Deze modelmatige aanpak wordt in een parallel project uitgewerkt en uitgetest.

Voor niet-geïnventariseerde teelttechnische maatregelen (bvb. de implementatie van de randvoorwaarden erosie in het kader van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid) kunnen aannames voor toepassingsgraad en geografische spreiding ingebouwd worden, doch dit leidt uiteraard tot onzekerheden in de modelresultaten op lokaal niveau. Deze techniek werd toegepast bij de berekening van de erosierisico-indicator (Swerts et al., 2020). De voor deze indicator berekende C-factoren kunnen als inputbestand gebruikt worden voor dit scenario.

Ook de jaarafhankelijke toestand met teeltspecifiek landgebruik mag niet beschouwd worden als de effectieve toestand in een welbepaald jaar, omdat met een algemene neerslagerosiviteitsfactor (R) gerekend wordt en niet met jaarafhankelijke neerslag. Modelberekeningen met jaarafhankelijke neerslag zijn op dit moment niet haalbaar, omdat hiervoor ook de geografische spreiding van de neerslag in voldoende groot detail moet gekend zijn.

5.7.5 Scenario's op maat

Naast bovenvermelde standaardscenario's is het mogelijk dat door de modelgebruiker, of door stakeholders, extra erosiebestrijdingsmaatregelen worden ingetekend en ingebracht tijdens de verwerking met de Python scripts. Op deze manier kunnen scenario's op maat van een gebied berekend en vergeleken worden.

6 UPDATE CN-WS CODE

In deze sectie wordt de werking en de updates aan CN-WS verduidelijkt. Deze aanpassingen zijn gebeurd in de Pascal code van CN-WS, aangeleverd door KU Leuven en Antea (Antea, 2016) (zie ook code https://cn-ws.github.io/cn-ws). Doorheen dit project werd de code op verschillende tijdstippen geëvalueerd in functie van specifieke case-studies (zie ook sectie 9). Specifiek is er sprake van een reeks toevoegingen en een aantal wijzigingen.

6.1 ALGEMEEN

De algemene flow van CN-WS wordt hieronder geïllustreerd. De belangrijkste wijziging met de versie van Antea en KU Leuven is de aanpassing van de CN-WS Pascal code zodat eerst de routering bepaald wordt, en deze later toegepast wordt in de verschillende stappen. Dit leidt ertoe dat de routering in principe onafhankelijk kan gebeuren van de berekeningen van LS en de stroomopwaartse oppervlakte. In de vorige versie zat de routering verweven met deze berekeningen. Door het afstromingsalgoritme apart te berekenen, wordt gegarandeerd dat de berekening van LS en de stroomopwaartse oppervlakte steeds op dezelfde routering gebaseerd zijn, wat in de eerdere versie niet het geval was. Daarenboven is de routering in de vernieuwde modelcode verder verfijnd en significant verschillend van de vorige versie.

6.2 AANPASSING ROUTERING

6.2.1 Routering landpixels

De routering bepaalt de afstroming van het sediment door het ruimtelijk domein, en specifiek de locatie waar het sediment wordt afgezet op het land en in de rivier. Bij de herziening van de modelcode werd aandacht besteed aan dit gegeven door typische stromingspatronen in en tussen percelen - geobserveerd in de realiteit- te vertalen naar stelregels voor afstroming. Dit gebeurde ook met het oog op het vermijden van nadelige pre-processing (smoothing, pit fill) die in het verleden toegepast werden op het digitaal hoogtemodel. Deze pre-processing zorgde ervoor dat relevante topologische kenmerken voor routering afgevlakte werden, waardoor het reliëf (hellingsgraad) niet meer overeenkwam met de realiteit. Bij de vernieuwing van de code was het doel om het afstromingsalgoritme aan te passen zodat lokale minima in het hoogteprofiel geen eindpunt zijn voor de berekening van een routeringspatroon, en kleinschalige verschillen in het hoogteprofiel in beschouwing worden genomen. In de nieuwe modelcode werd een uitbreiding geïmplementeerd op het 'sprong-algoritme'. Het sprong-algoritme is een algoritme dat het mogelijk maakt vanuit een bronpixel water en sediment te routen naar een doelpixel, die geen buurpixel is van de bronpixel. Het model bevatte reeds code om het mogelijk te maken om vanuit een bepaalde bronpixel te springen naar de dichtstbijzijnde lager gelegen doelpixel indien geen van zijn buurpixels lager was. Deze regel werd aangepast zodat deze rekening houdt met de dichtstbijzijnde waterloop, *i.e.* deze sprong mag nooit over een waterloop verlopen. Indien in de stapsgewijs toenemende zoekstraal een waterlooppixel wordt gedetecteerd, zal de routering naar deze pixel verlopen. Ook als een rivierpixel hoger ligt dan de bronpixel, wordt de stroming hierheen geleid (aanpassing ivm code KU Leuven en Antea) omdat in realiteit de rivier steeds lager gelegen is dan de oeverzones. De hogere ligging is een artificieel effect van het DTM. De maximale zoekstraal om te springen uit een lokaal minimum kan nu ook als parameter ingegeven worden (Max_kernel en Max_kernel_river, zie sectie 3.9).

In de oorspronkelijke versie van het model werd de routering bepaald door eerst de pixels van hoog naar laag te sorteren, en deze daarna te doorlopen. Alle gebruikte routeringregels vereisten daardoor dat de doelpixel lager lag dan de bronpixel. Hoewel dit in bijna alle gevallen logisch is, leidde dit in een aantal specifieke gevallen tot problemen, zoals bij het springen naar een waterloop, routering langs geleidende dammen of grachten, afstroming van oeverpixels naar rivieren, in rivieren, bij bufferbekkens, ... Indien de doelpixel hier hoger lag dan de bronpixel (ten gevolge van de opgelegde routering), dan was er geen doorstroming en bleef alle sediment in die pixel hangen, m.a.w. er trad depositie op. Dit kon leiden tot onterechte sedimentdepositie, bvb. vlak voor de waterlopen bij een hoger gelegen rivierpixel. Om deze reden werd dit sorteringsalgoritme aangepast: de routering wordt nu bepaald door eerst pixel per pixel de doelpixels te bepalen (via een aantal stelregels) en de bronpixels te doorlopen naar hun sequentiële doelpixels. De stelregels voor de routering over de landpixels kunnen samengevat worden als volgt:

1. de afstroming verloopt van hoge pixels naar lage pixels;
2. de afstroming verloopt via de gradiënt van de perceelsrand, eerder dan via de steilste gradiënt;
3. de afstroming springt uit lokale minima naar de dichtstbijzijnde lagere pixel, of naar de rivier (indien deze dichter is dan de dichtstbijzijnde lagere pixel);
4. de afstroming van een oeverpixel verloopt altijd naar de rivier (aanpassing t.o.v. vorige versie CN-WS).

Indien er een ingang van riolering ingetekend staat op een bepaalde pixel in het modeldomein, dan worden de sedimentvracht en stroomopwaartse oppervlakte gereduceerd: hierbij blijven de oorspronkelijke principes voor de routering (geïmplementeerd in het oorspronkelijke model) bewaard, maar verlagen de sedimentvracht en de stroomopwaartse oppervlakte voor de onderliggende pixels met het aandeel van de sedimentvangefficiëntie. Voor open water werd ook nog een aanpassing aan de routering doorgevoerd: de kTC-waarde voor open water werd gelijk gesteld aan 9999, zodat alle sediment die binnenkomt in de bronpixel wordt afgevoerd naar de volgende doelpixel. Standaard blijft het sediment dus niet achter in open water. Indien er wel sediment bezinkt in open water, moet dit open water als een buffer met een sedimentvangefficiëntie opgenomen worden in de brondata. Dit omdat het sediment via of langsheen het open water toch vaak de VHA bereikt of dat bij brede rivieren het open water en de VHA dezelfde waterloop betreffen. De keuze voor open water met een sedimentvangefficiëntie moet daarom bewust gemaakt worden.

Een laatste aanpassing is de mogelijkheid om een bepaalde routering op te leggen (van een bepaalde pixel naar een andere pixel). De routering kan opgelegd worden indien er in een case-studie in werkelijkheid een ander stromingspatroon vastgesteld wordt dan gemodelleerd (bv. door een duiker onder een weg). Deze aanpassing laat toe om op basis van input van gebiedsbeheerders op het terrein het afstromingspatroon lokaal aan te passen aan de werkelijkheid. Zo kan de implementatie van een duiker of een inbuizing gedefinieerd worden in de force_routing optie in de ini-file.

6.2.2 Routering waterlopen

Voor het routeringsalgoritme dat toegepast wordt in de rivier, is het mogelijk met de vernieuwde versie van het CN-WS model (met de optie river_routing) om de stroomrichting te fixeren, op basis van de richting van de VHA-segmenten. Dit was noodzakelijk omdat de stroomrichting, wanneer

gedefinieerd door het digitaal hoogtemodel, voor rivieren in vele gevallen onbetrouwbaar was[1]. Er werd geobserveerd dat er - binnen de rivier – veel 'sprongen' plaatsvonden, soms zelfs naar andere riviersegmenten. Dit zorgde voor een hoge graad van ruis op de analyse van de afstromingspatronen en sedimentaanvoeren op de schaal van individuele watersegmenten en rivierpixels. Omdat de VHA informatie aanlevert over de afstromingspatronen binnen rivieren in Vlaanderen, is het correcter de routering rechtstreeks op basis van de VHA te bepalen.

6.3 AANPASSINGEN LS EN STROOMOPWAARTSE OPPERVLAKTE

Voor de berekening van de stroomopwaartse oppervlakte (A) werden twee zaken aangepast. Ten eerste werd de berekening aangepast zodat deze nu dezelfde routering gebruikt als het sedimentmodel (zie sectie 6.1). In de oorspronkelijke code werd de stroomopwaartse oppervlakte bepaald door het 'steepest descend' algoritme: deze oppervlakte werd dus bepaald door de omliggende pixels, en niet volgens de routering. Het nieuwe algoritme voor de bepaling van de stroomopwaarste oppervlakte houdt rekening met de gesimuleerde afstroming. Voordien hadden bepaalde ingrepen die de routering wijzigden (bvb. geleidende dammen of grachten), enkel een impact op het transport van het sediment door het landschap en niet op de berekende stroomopwaartse oppervlakte.

Een tweede aanpassing in de berekening van de stroomopwaartse oppervlakte is dat deze gereduceerd wordt ter hoogte van buffers, dit om het klaarwater effect na de buffer te verminderen. De reductie van de stroomopwaartse oppervlakte wordt bepaald door de vangefficiëntie, m.a.w. de vangefficiëntie bepaalt niet alleen de reductie van de hoeveelheid getransporteerd sediment, maar ook de reductie van de hoeveelheid afstroming (zie ook sectie 3.3.2). De vangefficiënties toegepast op data beschikbaar voor Vlaanderen zijn gegeven in sectie Tabel 8 (standaard: 75 %).

Ook ter hoogte van riolering en grachten wordt hetzelfde principe toegepast (met een standaard vangefficiëntie van 100%, zie ook sectie 3.4). Voor LS werd het mogelijk om te kiezen welk model gebruikt wordt voor de bepaling van L (Desmet and Govers, 1996; McCool et al., 1989, 1987) en S (Desmet and Govers, 1996; Nearing, 1997). Het verschil tussen beide formules wordt in detail besproken in het eindrapport van de herkalibratie van het model (Deproost et al., 2018).

6.4 BEREKENING HELLINGSGRAAD

De berekening van de hellingsgraad van pixels werd eveneens aangepast. Deze hellingsgraad speelt zowel een rol bij de berekening van de LS-factor als bij de bepaling van de transportcapaciteit (TC). Waar de hellingsgraad voorheen enkel berekend werd op basis van het digitaal hoogtemodel, wordt in de aangepast versie van CN-WS ook rekening gehouden met de afstromingsrichting. Dit is vooral van belang wanneer de afstromingsrichting niet bepaald wordt door het digitaal hoogtemodel, maar door andere factoren (bijvoorbeeld door perceelsgrenzen, weginfrastructuur of opgelegde stroomrichtingen bij geleidende dammen of grachten). De berekening van de hellingshoek is in principe gebaseerd op de vier kardinale buurcellen via de toepassing van het algoritme van Zevenbergen en Thorne (Zevenbergen and Thorne, 1987). Op plaatsen waar de afstroming niet volgens het DTM verloopt wordt de helling van de bronpixel berekend door het hoogteverschil te berekenen tussen de bronpixel en de doelpixel en deze waarde te delen door de afstand tussen beide cellen (Deproost et al., 2018). In een aantal gevallen levert de berekening van de helling op

[1] Het hoogtemodel wordt bepaald met LIDAR, dat boven water geen data oplevert door foute reflecties

basis van het afstromingsalgoritme een negatieve helling op. Dit kan optreden in gevallen waar de doelpixel een rivier is of bij een opgelegde routering, en de hoogtewaarde in de DTM van de doelpixel hoger is dan deze van de bronpixel. In deze gevallen wordt de absolute waarde van de helling bepaald, om zo een positieve RUSLE te kunnen berekenen. Het nadeel van deze methodiek is dat er in een aantal gevallen een zeer hoge LS bepaald wordt, net naast een rivier. Voor de simulaties voor Vlaanderen (voor uitwerking, zie sectie 11) werd dit een aantal keer geobserveerd in een zeer vlak gebied, de Boerekreek, waar waterlopen vaak langs het dijkprofiel liggen. Dat zorgt ervoor dat op een resolutie van 20 m de hoogte van de thalweg synthetisch wordt verhoogd bij de hersampling. Een voorstel voor verdere verfijning is om bij negatieve hellingen, de helling te minimaliseren naar een kleine waarde. Er moet echter nog onderzocht worden wat de implicaties zijn van deze implementatie.

6.5 AANMAAK INPUT KALIBRATIE

In de modelcode van de KU Leuven en Antea moesten er steeds een aantal manuele wijzigingen in de code gebeuren om de kalibratieprocedure van het model te doorlopen. Deze wijzigingen werden nu geïntegreerd in de code. Dit houdt in dat het model slechts éénmalig de routering, de RUSLE en de subfactoren moet berekenen. Daarna kunnen deze waarden opnieuw gebruikt worden om de afvoerwaarden per pixel en afvoerwaarden naar de rivier te berekenen, dit met telkens verschillende kTC-waarden. Hiervoor moet als input opgegeven worden wat de ondergrens en bovengrens is voor deze waarden en hoeveel tussenstappen geschat moeten worden. Deze implementatie zorgt ervoor dat de run-time van de kalibratie significant daalt.

6.6 TECHNISCHE AANPASSINGEN

Er zijn naast deze reeks toevoegingen en wijzigingen een aantal code-technische zaken aangepast:

- deduplicatie gui en command line code. Vroeger waren er twee bijna identieke codes: één voor de grafische variant van het model en één voor de command line variant. Dit leidde tot subtiele verschillen omdat bepaalde wijzigingen soms enkel in één versie gedaan werden. Beide varianten gebruiken nu volledig hetzelfde model in de map “common”;
- op een aantal andere plaatsen werd de duplicatie van de code om dezelfde reden aangepast;
- het geheugenverbruik werd verminderd, wat vooral relevant is bij het doorrekenen van grote gebieden (Vlaanderen).

Deze aanpassingen zijn gebruikt om CN-WS door te rekenen binnen de ontwikkelde Python-code. De details van de wijzigingen zijn terug te vinden in volgende git repository van CN-WS: https://cn-ws.github.io/cn-ws.

7 ONTWIKKELINGEN, DOCUMENTATIE EN VERSIEBEHEER

WaTEM/SEDEM en CN-WS kenden geen versiebeheersysteem voor de start van dit project. Daarom werd voor de aanmaak van de Python scripts en de wijzigingen aan de CN-WS Pascal modelcode een versiebeheersysteem opgezet met Git. Versiebeheer van code met Git laat toe om wijzigingen aan de code op te volgen, en vorige versies terug op te halen en te evalueren. Daarbij laat het systeem systematische reviews toe van code, zodat interne of externe reviewers bepaalde zwakke punten kunnen aanduiden, en verbeteren. Verder helpt dit review proces om de documentatie en transparantie van de code te verhogen. Dit leidt tot een hogere herbruikbaarheid en robuustheid (Chacon and Straub, 2020). In dit project is de typische Git-workflow gevolgd. Voor een uitgebreide duiding van de gebruikte concepten van en workflow met Git wordt verwezen naar het handboek "Pro Git" (Chacon and Straub, 2020).

De ontwikkelingen van de code binnen dit project worden opgesplitst in twee identiteiten: de `CN-WS´ Pascal, en de `pycnws` Python code. De CN-WS Pascal code is het rekenhart van het model, dewelke verder werkt op de originele code van KU Leuven (zie introductie en sectie 6). De pycnws code is de Python wrapper code die gebruikt wordt voor de data verwerking en verwerking van de output (zie sectie 5). De referentiepagina's voor verdere ontwikkelingen van CN-WS en pycnws worden gegeven door volgende pagina's:

- CN-WS: https://cn-ws.github.io/cn-ws (eerste versie).
- pycnws: https://cn-ws.github.io/pycnws (in ontwikkeling).

Op deze pagina's zullen alle toekomstige (technische) ontwikkelingen gerapporteerd en gedocumenteerd staan. Verder bevatten de pagina's nuttige informatie over de installatie van de code, hoe je een berekening start, welke data je nodig hebt, … Het is belangrijk om aan te duiden dat pycnws gebruik maakt van een specifieke versie van CN-WS. Vanaf pycnws versie 4.0.0 staat telkens de versie van CN-WS vermeld die compatibel is met pycnws (zie https://cn-ws.github.io/pycnws/changelog.html).

Het versiebeheer wordt uitgewerkt met een changelog-file (zie https://cn-ws.github.io/cn-ws /changelog.html voor CN-WS en https://cn-ws.github.io/pycnws/changelog.html voor pycnws). Het versiebeheer zal voor beide codes gelijkaardig verlopen, met het gebruik van drie nummers (x.x.x):

1. Eerste cijfer: grote veranderingen - versie waarbij incompatibele veranderingen met de vorige versie zijn gebeurd.
2. Tweede cijfer: kleine veranderingen – versie waarbij een extra functionaliteit is toegevoegd en die compatibel is met de vorige versie.
3. Derde cijfer: `patch`-veranderingen - versie waarbij een bug hersteld is en die compatibel is met de vorige versie.

Het is belangrijk om op te merken dat bij elke release van pycnws vermeld staat welke versie van CN-WS is gebruikt. Dit is belangrijk, gezien bij pycnws de dataverwerking en het wegschrijven van input datalagen voor CN-WS afhangt van de implementatie van CN-WS.

In het versiebeheer van de code wordt voorgesteld om éénmaal per jaar de dataset voor het model te updaten. Op dit moment verloopt het databeheer via een tekstbestand dat aanduidt welke datalagen gebruikt worden (zie https://github.com/cn-ws/pycnws/

src/branch/master/pycnws/src/pycnws/flanders/data/datasets_flanders.csv). Er wordt afgesproken dat de update van de dataset aanleiding geeft tot een nieuwe release van pycnws (al dan niet een grote verandering).

Voor het gebruik van het CN-WS model in studies wordt afgesproken dat in de uitwerking het versienummer van pycnws wordt vermeld (vb. 4.0.0.) met een referentie naar de gebruikte kalibratie (vb. Deproost et al., 2018) en vermelding van het doorgerekende jaar, standaardscenario en resolutie. Indien er geen standaard scenario wordt gebruikt, dan is het belangrijk om alle gebruikte modelopties op te lijsten.

Het is belangrijk om aan te duiden dat updates van de gebruikte inputdataset voor Vlaanderen ook in het pycnws pakket worden bijgehouden. Het voorbeeld van de referenties naar de inputbestanden wordt gegeven in Appendix A. Deze tabel zal in toekomstige versies geüpdatet worden via de pycnws GitHub pagina. Het langetermijndoel is om het versiebeheer via een toegewijde databank met versiebeheer te verzorgen.

De modelversie van de huidige doorrekening wordt aangeduid als pycnws 0.3.0 (pre-release) (20 m). Huidige versies worden aangeduid als pre-release. Op het moment dat de code voldoende getest is, wordt deze aangeduid als een finale release (zonder tag 'pre-release').

Op korte termijn zal de volledige documentatie van CN-WS toegankelijk gemaakt worden op . https://cn-ws.github.io/cn-ws.

8 SERVER

Alle noodzakelijke inputdata voor een modelrun nemen relatief veel schijfruimte in. Daarnaast moet de modelgebruiker ook via Git de laatste versie van het Python package en de modelcode installeren. Om dit proces te vereenvoudigen is in samenwerking met DOV een Linux-server opgezet waar CN-WS, de Python scripts, alle verzamelde inputdata en de documentatie van de code beschikbaar gesteld worden via Jupyter Notebooks.

Een Jupyter Notebook is een open-source webtoepassing die toelaat om interactief code te schrijven en deze code te combineren met tekst en figuren. Jupyter ondersteunt het gebruik van verschillende programmeertalen, waaronder Python. De notebooks zijn eenvoudig uitwisselbaar, aan te passen en op te slaan in verschillende formaten (Kluyver et al., 2016). Ze worden voor CN-WS gebruikt om de code te documenteren via tutorials en als grafische user interface om het model aan te sturen en de modelresultaten interactief te verwerken.

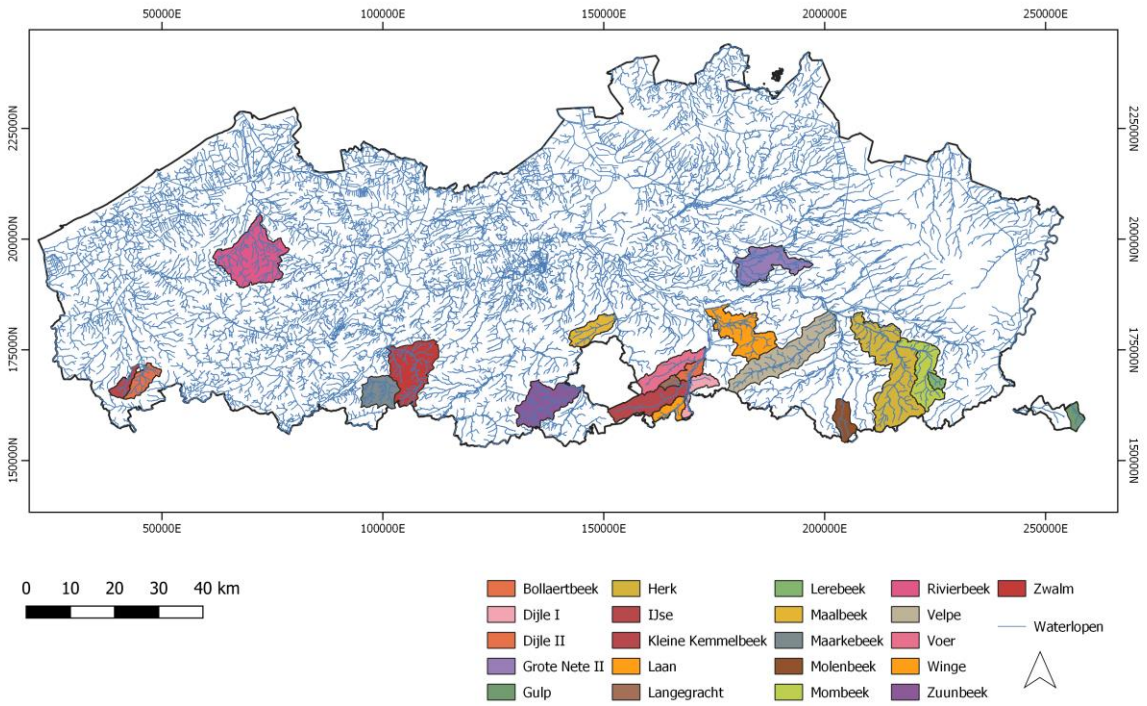
Deze notebooks zijn enkel beschikbaar voor geregistreerde gebruikers op het Jupyter Hub platform dat gehost wordt bij DOV. Hierdoor kunnen geïnteresseerde organisaties of personen, na het aanvragen van toegang tot het platform, zelf simulaties doen met de recentste stabiele versie van het model. Deze server is niet bedoeld om nieuwe ontwikkelingen voor CN-WS uit te voeren.

Elke gebruiker heeft eigen schijfruimte waar zijn modelresultaten bewaard worden en waar analyses uitgevoerd kunnen worden. De modelresultaten zijn ook via Jupyter te downloaden. Van gebruikers wordt verwacht dat ze feedback geven over de modellering en eventueel suggesties doen voor de verbetering van de modelcode en scripts. Ook wordt gevraagd correcties en aanvullingen van inputdata door te geven. Op deze manier kunnen de inputdata, modelcode en scripts centraal verder geoptimaliseerd worden voor alle gebruikers.

9 DOORREKENING PILOOTGEBIEDEN

9.1 PILOOTGEBIEDEN

De simulaties met het CN-WS model na aanpassingen en verfijningen aan de inputdata en CN-WS-code moeten geëvalueerd en gevalideerd worden om een inzicht te krijgen in het effect van de aanpassingen. Daarom werden de resultaten van het model voor verschillende studiegebieden afgetoetst met terreinwaarnemingen (Figuur 6). Deze doorrekeningen gebeurden op vraag van de betrokkenen en werden door experts met lokale kennis geëvalueerd tijdens vergaderingen en terreinbezoeken. Op basis van hun opmerkingen en eigen vaststellingen werden aanpassingen doorgevoerd. Dit was, en blijft, een iteratief proces. Er worden hier geen resultaten getoond voor de simulaties in deze gebieden, omdat deze berekeningen voornamelijk gebeurd zijn met oudere modelversies.



Figuur 6: Ligging van alle doorgerekende studiegebieden

Alle studiegebieden waar de sedimentaanvoer naar de waterlopen, riolering of grachten berekend werd, worden weergeven in Figuur 6. Uit Tabel 11 blijkt dat deze studiegebieden sterk verschillen in grootte.

Tabel 11: Beschrijving van de doorgerekende stroomgebieden ter validatie

Stroomgebied	Oppervlakte (ha)
Bollaertbeek	3.004
Dijle I	2.437
Dijle II	1.789
Grote Nete II	8.337
Gulp	1.504
Herk	29.356
Ijse	7.778
Kleine Kemmelbeek	1.799
Laan	2.138
Langegracht	830
Lerebeek	1.037
Maalbeek	3.933
Maarkebeek	5.025
Molenbeek	3.062
Mombeek	8.462
Rivierbeek	14.569
Velpe	14.128
Voer	5.313
Winge	9.798
Zuunbeek	8.867
Zwalm	11.299

Door deze terugkoppelingen met terreinexperten werden de modellering, de verdere analyse van de modeloutput en de visualisaties ervan op verschillende vlakken verbeterd.

9.2 EVALUATIE TOEGEKEND LANDGEBRUIK

9.2.1 Open water

Door analyse van de eerste modelberekeningen werd duidelijk dat de landgebruiksklasse ‘open water/vijvers’ in de CN-WS perceelskaart een te grote invloed had op de modelsimulaties. CN-WS beschouwde deze landgebruiksklasse als een sink van sediment, waardoor veel sediment onterecht uit het landschap werd gerouteerd (buiten het modeldomein) en niet gerouteerd werd naar de waterlopen. Dit was zeker het geval wanneer de ‘open water’ polygonen uit het GRB eveneens als input werden meegenomen. In combinatie met de modelresolutie van 20 m werd de impact van dit open water sterk overschat.

Er werd beslist de ‘open water’ polygonen van het GRB niet langer mee te nemen bij de aanmaak van de CN-WS perceelskaart. Daardoor houdt CN-WS in de huidige versie enkel rekening met wateroppervlakken die in de bodembedekkingskaart zichtbaar zijn en bij de pre-processing niet overschreven worden door ander landgebruik.

Bovendien werd de modelcode van CN-WS aangepast (zie sectie 6) zodat inkomend sediment in een open water pixel volledig doorgevoerd wordt naar een afwaarts gelegen pixel, tenzij hier via het aanduiden als een buffer een sedimentvangefficiëntie aan toegekend wordt.

9.2.2 Verrastering landgebruik

In enkele gebieden uit Tabel 11 (Langegracht, Lerebeek en Molenbeek) werd het werkelijke landgebruik gedetailleerd afgetoetst met het toegekende landgebruik in de landgebruikskaart. Dit liet toe verschillende bugs in de Python scripts in de toekenning van het landgebruik (en de bijbehorende C-factor) op rasterniveau op te lossen.

Op het vlak van verrastering moet opgemerkt worden dat de gekozen resolutie en volgorde van toekenning van landgebruik aan rastercellen onvermijdelijk een impact heeft op de modellering. Bij een resolutie van 20 m worden ook lijnvormige elementen, zoals waterlopen en (land)wegen, meegerekend als pixels van 20 m x 20 m, wat uiteraard tot een overschatting leidt van de dimensies van deze elementen. Grasbufferstroken worden maximaal weergegeven dankzij de keuze voor 'all-touched' verrastering, maar het is belangrijk om op te merken dat langs waterlopen en wegen de rivier- en infrastructuurpixels met voorrang worden toegekend. Hierdoor is het langs deze elementen mogelijk dat de 'all-touched' verrastering slechts gedeeltelijk vertaald wordt naar de CN-WS perceelskaart en de grasbufferpixels elkaar slechts in de diagonale richting raken. Hierdoor kan hun impact op de afstroming onderschat worden. Dit is vooral het geval bij smalle grasbufferstroken. Bij een resolutie van 5 m zullen deze nadelen zich minder uitdrukkelijk voordoen.

9.3 VERBETERING ROUTERING

Terreinobservaties en vergelijkingen met luchtfoto's bevestigen de door CN-WS gesimuleerde sedimentafvoerroutes doorheen de bekkens. De afvoerlengte van routes werd echter in sommige bekkens overschat door het model, omdat in werkelijkheid het sediment afgeleid wordt in een gracht of in de riolering. Bij de eerste modelberekeningen bleef de sedimentstroom wegen en infrastructuur volgen, terwijl het sediment in realiteit riolering en grachten (andere dan gekend uit de VHA) kruiste. Hoewel de sedimentroutering op akkerland en grasland goed werd weergegeven, werd de onzekerheid van de routering aanzienlijk groter in bebouwde gebieden met veel baangrachten en riolering. Deze onzekerheid werd nog vergroot door de puntsgewijze aanwezigheid van groene elementen in het bebouwd gebied, waar het sediment (doorgaans onterecht) werd tegengehouden.

Op basis van deze vaststellingen werd beslist dat een correcte modellering niet mogelijk is zonder de aanwezige grachten en riolering mee in rekening te brengen. Daarom werden relevante datasets opgezocht (grachten GRB, riolering AWIS, grachten en riolering van Fluvius) en toegevoegd aan de brondata. In sommige gebieden (Molenbeek, Langegracht, Kleine Kemmelbeek en Bollaertbeek) werden de aanwezige grachten ook geïnventariseerd door de betrokken experts; deze worden in een afzonderlijk bestand bijgehouden. Omdat deze extra grachten doorgaans niet geconnecteerd zijn en geen correct afstroomrichting hebben, werd beslist deze elementen als eindpunten in de modellering te beschouwen. Naarmate grachten in de toekomst opgenomen worden in de VHA, zullen deze als waterloopdata beschouwd worden en anders ingebracht in de modellering. Ook riolering wordt momenteel als eindpunt beschouwd. Het inbouwen van de routering in rioolstrengen, om zo de aanvoer naar waterlopen en RWZI's in te schatten, is niet haalbaar binnen CN-WS. Daarom werd beslist dat de beste optie is een rasterlaag met sedimentaanvoer naar de

riolering te berekenen die dan als input in andere modellen, zoals het WEISS model, kan gebruikt worden.

In de buurt van grote infrastructuurgebieden (bijvoorbeeld een ringweg, een op- en afrittencomplex van een autosnelweg of spoorweginfrastructuur) verloopt de routering en de berekening van het doorgevoerde sediment vaak niet correct door de aanwezigheid van deze infrastructuurelementen. Bij detailberekeningen van een gebied waar zulke elementen aanwezig zijn (bijvoorbeeld de Maalbeek) wordt de afbakening van het gebied of de routering manueel aangepast zodat deze infrastructuurelementen minder of geen verstorend effect hebben op de modelberekeningen. Voor een berekening van grote deelbekkens en heel Vlaanderen is dit niet mogelijk, gezien geen gebiedsdekkende informatie hierover beschikbaar is en de aanpassingen manueel moeten gebeuren op basis van expertkennis.

In het algemeen is kennis over de connectiviteit cruciaal voor een correcte berekening van het sedimenttransport en de sedimentaanvoer naar waterlopen, grachten en riolering. Deze connectiviteit kan slechts in rekening gebracht worden, indien de benodigde inputdata (grachten, riolering, duikers,…) beschikbaar zijn. Bij detaildoorrekening van specifieke gebieden is het verzamelen van deze inputdata dan ook cruciaal voor het bekomen van valabele modelresultaten.

9.4 UITBREIDING POST-PROCESSING

9.4.1 Efficiëntie van erosiebestrijdingsmaatregelen

Op vraag van de experten op het terrein werd een post-processing tool ontwikkeld die voor elk erosiebestrijdingselement met een unieke ID (een bufferbekken of een grasstrook) kan berekenen wat de totale hoeveelheid inkomend en uitgaand sediment is voor dat element. Dit laat toe de efficiëntie van de maatregel in te schatten op basis van de totale hoeveelheid sediment die door de maatregel wordt opgevangen.

9.4.2 Afbakening toestroomgebieden

Bij gebiedsanalyses is het belangrijk dat de toestroomgebieden naar probleempunten kunnen gevisualiseerd worden. Op die manier is het duidelijk in welke gebieden maatregelen dienen ingepland te worden om een sedimentprobleem aan te pakken. Ook helpt deze visualisatie bij de evaluatie van de afstroompatronen die door het model berekend worden en kan het duidelijk worden welke inputdata ontbreken om de afstroming zo terreingetrouw mogelijk te modelleren.

Met dit doel werd een tool ontwikkeld die toelaat voor een set van willekeurig gekozen punten in het modeldomein het bovenstrooms gebied af te bakenen op basis van de opgestelde routeringstabel. Deze tool wordt gebruikt om het toestroomgebied van bijvoorbeeld punten met een hoge sedimentaanvoer in waterlopen, grachten of riolering af te bakenen en op deze manier prioritaire gebieden te bepalen. Ook voor probleempunten op het land kan deze afbakening toegepast worden.

9.4.3 Visualisatie sedimentaanvoer

Na consultatie werd vastgesteld dat het niet vanzelfsprekend is om verschillende VHA-segmenten, toestroomgebieden en bekkens met elkaar te vergelijken. Visualisaties van totale sedimentaanvoer, sedimentaanvoer per lopende meter waterloop en sedimentaanvoer per hectare toestroomgebied

werden uitgetest en dit op verschillende aggregatieniveaus. Alle voorstellingswijzen hebben echter voor- en nadelen.

In het voorgaande project (Antea, 2016) werd in CN-WS de optie ingebouwd om de hoeveelheid sediment die in elk VHA-segment terechtkomt te berekenen. Het is echter zeer moeilijk om de VHA-segmenten met elkaar te vergelijken. De segmenten zijn te heterogeen qua lengte en qua oppervlakte van hun toestroomgebieden. Vergelijkingen gebeuren daarom best op gebieden die vergelijkbaar zijn qua dimensies (zie ook sectie 11).

CN-WS schrijft bij elke modelrun ook een raster weg waarin per rivier-, gracht- of rioolpixel wordt weergegeven hoeveel sediment er in terechtgekomen is. Dit raster is moeilijk te visualiseren omdat de distributie van de afvoer zeer positief scheefgetrokken is. Dat wil zeggen dat er veel lagere waarden zijn en een beperkt aantal zeer hoge waarden (outliers). Dit is echter wel een belangrijke output om te onderzoeken. Daarom werd een visualisatiestijl ontwikkeld voor de gevectoriseerde informatie uit dit raster. Op deze manier kunnen de punten met de hoogste sedimentaanvoer duidelijkere gevisualiseerd worden. Samen met de tool die het toestroomgebied van een willekeurig punt in het modeldomein kan berekenen, laat dit toe om de berekende knelpunten goed te visualiseren.

9.5 SCENARIO'S

Uit de opmerkingen van experts bleek dat er nood was aan een nul-scenario: een scenario waar geen rekening gehouden wordt met de aanwezigheid van erosiebestrijdingsmaatregelen. Door dit standaardscenario toe te voegen, werd het mogelijk om het effect van reeds genomen erosiebestrijdingsmaatregelen te evalueren ten opzicht van een toestand zonder maatregelen.

Ook andere scenario's werden in overleg met de betrokken partners uitgedacht. Bij gebiedsanalyses is het opstellen van scenario's steeds maatwerk. Er is ook uitdrukkelijk nood aan de koppeling van kosten-baten aan scenario's, zodat dit aspect in de toekomst ook verder zal uitgebouwd worden.

10 CONTEXT MODELONTWIKKELING CN-WS

In dit project zijn een aantal milestones bereikt om tot het einddoel te komen:

- verzamelen van inputdata;
- automatiseren van het verwerken van de brondata tot inputdata voor CN-WS;
- updaten van de CN-WS modelcode;
- herkalibratie van WaTEM/SEDEM (gerapporteerd in Deproost et al. (2018));
- evaluatie van de modelresultaten met terreinwaarnemingen;
- ontwikkelen van tools die modelresultaten verwerken en analyseren;
- ontsluiten van het model, de bijhorende Python scripts en de inputdata via een online tool;
- berekenen van de sedimentexport naar waterlopen, grachten en rioleringen in Vlaanderen.

Deze stappen kunnen samengevat worden in twee belangrijke milestones binnen het operationaliseren van modellen (Jakeman et al., 2006): het identificeren van de modelstructuur, en de verificatie van het model door diagnostische testen uit te voeren. De scripts geschreven in dit project zorgen voor een grote graad van automatisatie en standaardisatie in de werkwijze van de modelontwikkeling van CN-WS. Een volgende stap in de ontwikkeling is modelevaluatie en model testing (Jakeman et al., 2006). In deze stap moet het model geëvalueerd worden in het licht van de vooropgestelde objectieven. Met andere woorden: in welke mate voldoet het CN-WS model aan de voorwaarde dat het moet dienen als diagnostische tool voor het inschatten van sedimentaanvoer, het identificeren van knelpunten en het ramen van potentiële reducties van watererosie door het implementeren van huidige of toekomstige erosiebestrijdingsmaatregelen.

Typisch worden een reeks kwantitatieve en kwalitatieve criteria gebruikt om een model te evalueren. Kwantitatieve verificatie houdt in dat goodness-of-fit criteria gehanteerd worden, zoals besproken in het rapport van de herkalibratie (Deproost et al., 2018). In het proces van kwalitatieve verificatie wordt het model getoetst met modelgebruikers die niet aan de bron staan van de modelontwikkelingen. Door middel van diagnostische evaluatie van de resultaten wordt geïdentificeerd in welke bekkens het CN-WS model niet de verwachte resultaten geeft. Voor die modeltoepassing is het noodzakelijk om het ruimtelijk gebruik te evalueren in functie van de doelstellingen. Het doorlopen van deze stap is van zeer groot belang voor een langdurige geloofwaardigheid en het ontwikkelen van vertrouwen in het CN-WS model. Dit vereist dat het model zeer flexibel is, wat in dit project tot in de puntjes is uitgewerkt. Dit laatste kenmerk van het CN-WS model is een zeer bijzondere eigenschap in vergelijking met andere modellen ontwikkeld in het onderzoeksdomein van erosiemodellering (Jakeman et al., 2006).

Het is belangrijk om de resultaten van de simulaties in de volgende sectie in hun context te analyseren:

- De gesimuleerde sedimentaanvoeren naar de rivieren op de schaal van bekkens (bvb. intermediaire afstroomgebieden, code ‘AHO’) worden idealiter geanalyseerd voor gebieden die binnen het toepassingsdomein van de kalibratiegebieden liggen. Voor andere gebieden, bijvoorbeeld vlakke gebieden, is voorzichtigheid in uitspraken aangewezen.
- Daarnaast is het belangrijk om rekening te houden met de aard en de schaal van de kalibratie. Het CN-WS model is gekalibreerd op basis van gemeten sedimentaccumulaties in bufferbekkens (Verstraeten en Poesen, 1999 en 2001) en de sedimentvrachten in waterlopen (sedimentmeetnet VMM). Het model werd niet gekalibreerd aan de hand van gemeten waarden van erosie, sedimentatie of sedimenttransport op het land. Hier moet rekening mee gehouden worden bij de interpretatie van de absolute waarden van erosie en

sedimenttransport op het land. De schaal van de kalibratiebekkens is variabel, maar ligt doorgaans in de grootteorde van de AHO-bekkens.

Op het vlak van toepassingsmogelijkheden zijn in eerste instantie de sedimentaanvoeren per bekken en AHO-gebied interessant om te analyseren en te vergelijken, alsook de ligging van de punten met de hoogste sedimentaanvoer en de aanduiding van de gebieden waar de hoogste netto erosie optreedt. In tweede instantie kunnen erosie en sedimentaanvoer relatief geanalyseerd worden om de impact van (huidige of toekomstige) erosiebestrijdingsmaatregelen te analyseren, bijvoorbeeld om het effect van het implementeren van maatregelen op de sedimentaanvoer t.o.v. een gedefinieerd nul-scenario (zie voorbeeld sectie 5.7.2) te kennen en kunnen indicatoren ontwikkeld worden die de evolutie van erosie en sedimentaanvoer in de loop van de tijd weergeven. Tenslotte zijn de sedimenttransportpatronen interessant om de modellering diagnostisch te evalueren, een beter inzicht te krijgen in de erosie- en sedimentproblematiek van een gebied en als tool voor de implementatie van erosiebestrijdingsmaatregelen op de meest effectieve locaties. Op deze manier zijn in vele stroomgebieden de modelresultaten afgetoetst met experten in het veld (zie sectie 9.3). Hieruit is het belang gebleken van de kwaliteit en volledigheid van de gebruikte inputdata, zeker voor wat betreft de elementen die de connectiviteit van de sedimentdoorstroming van het land naar de waterlopen, grachten en riolering bepalen. Terreinkennis is cruciaal om deze data verder aan te vullen en zo de modellering verder te verbeteren.

De verdere ontwikkelingsfase moet zich focussen op het kaderen en helder communiceren van de toepassingsmogelijkheden van het CN-WS model zodat de resultaten op een correcte manier geïnterpreteerd en gebruikt worden, en dit voor verschillende types gebruikers.

11 CN-WS DOORREKENING VLAANDEREN

Het doel van deze sectie is om met de aangepaste, gekalibreerde en geëvalueerde modelversie CN-WS 0.3.0 (pre-release) (20 m) erosie, sedimenttransport en sedimentaanvoer naar waterlopen, grachten en riolering door te rekenen voor heel Vlaanderen. Deze doorrekening is uitgevoerd door het opsplitsen van Vlaanderen in 11 deelgebieden en de resultaten nadien samen te voegen.

Het doel van deze doorrekening is een globale raming te kennen van de totale gemiddelde sedimentaanvoer naar Vlaamse waterlopen, grachten en riolering, met toepassing van de huidige erosiebestrijdingsmaatregelen voor zover deze gekend zijn. Daarnaast is het de bedoeling een inzicht te krijgen op de ruimtelijke spreiding van de gemodelleerde sedimentaanvoer per bekken en per intermediair afstroomgebied (AHO-gebieden, zoals afgebakend door de VMM).

Specifiek is het doel om de relatieve sedimentaanvoer (sedimentaanvoer per hectare) per AHO-bekken te vergelijken en te evalueren. Er wordt geanalyseerd of de toepassing van het gekalibreerde WaTEM/SEDEM model een correct inzicht biedt in de sedimentaanvoer voor andere gebieden in Vlaanderen, ook al wijken deze qua kenmerken sterk af van de gebruikte kalibratiegebieden.

In de volgende sectie worden de resultaten van het standaardscenario A (basisscenario met niet-teeltspecifiek landgebruik, zie sectie 5.7.1) besproken en geëvalueerd op schaal van Vlaanderen, terwijl in sectie 11.2 dit scenario wordt geëvalueerd op de schaal van intermediaire afstroomgebieden (AHO). In sectie 11.3 wordt het standaardscenario B, het nul-scenario, geanalyseerd en vergeleken met scenario A. In sectie 11.4 wordt de doorrekening van verschillende scenario's met maximale erosiebestrijdingsmaatregelen (standaardscenario's C, zie sectie 5.7.3) gedaan en besproken. In sectie 11.5 worden de resultaten van het doorrekenen van scenario D (basisscenario met teeltspecifiek landgebruik, zie 5.7.4) besproken.

11.1 EVALUATIE VAN STANDAARDSCENARIO A OP SCHAAL VLAANDEREN

Voor de berekening van Vlaanderen werd gebruik gemaakt van de brongegevens van 2018 (Vlaamse en Waalse landbouwpercelen, beheerovereenkomsten, erosiebestrijdingsmaatregelen). Er werd rekening gehouden met de gekende bufferbekkens en grasbufferstroken. Riolering (AWIS) en grachten (Wgr-GRB, Fluvius) werden verwerkt als eindpunten. Er werd geen rekening gehouden met gewassen voor het bepalen van de C-factoren, maar er werd uitgegaan van het standaard scenario (zie ook scenario sectie 5.7.1) waarbij enkel een onderscheid wordt gemaakt tussen akkerland en weiland. Het model werd doorgerekend op een resolutie van 20 m.

De kenmerken van deze deelgebieden worden weergeven in Tabel 11. De geografische afbakening van deze gebieden wordt weergeven in Figuur 7. De algemene eigenschappen van de grote bekkens kennen verschillen: bij het bekken Gentse Kanalen, het Bovenscheldebekken, het IJzerbekken en het Maasbekken (Noord) overweegt het areaal akkerland, terwijl dit in de bekkens Benedenschelde, Dijle en Zenne, Leie en Nete eerder de landbedekking 'infrastructuur' is. Verder valt op dat er verschillen zijn tussen de rivierdensiteiten (

Figuur 8) de verschillende bekkens. Bijvoorbeeld, de densiteit voor het IJzerbekken en het bekken Gentse Kanalen, twee gebieden gekenmerkt door een landbouwareaal met vele grachtjes, is een stuk hoger dan voor de andere gebieden. Verder valt op dat in het bekken Voeren een groot aandeel

grasland toegekend is. Deze vergelijking is echter relatief gezien de oppervlakte van het gebied klein is.

In Figuur 9 en Tabel 13 worden de modelresultaten per bekken weergeven. In Figuur 7 zijn alle punten in waterlopen, grachten en riolering te zien waar het meeste sediment terechtkomt (50 percent, zie voorbeeldanalyse sectie 5.3). De totale sedimentaanvoer in de bekkens Boven- en Benedenschelde, het Denderbekken, het bekken Dijle en Zenne en het Leiebekken liggen binnen dezelfde grootteorde. Het Demerbekken en IJzerbekken hebben de hoogste totale sedimentaanvoer, omdat de sedimentaanvoer naar de rivier een pak hoger ligt dan bij de andere bekkens (respectievelijk ca. 63.000 en 81.000 ton). Dit zijn relatief grote bekkens, wat tot op een bepaald hoogte de verschillen verklaart. Echter, het IJzerbekken is relatief gezien een stuk kleiner dan het Demerbekken (Tabel 12). Opvallend bij deze analyse is dat de vlakkere bekkens algemeen een hogere doorvoerratio kennen (bijvoorbeeld Brugse Polders, Gentse Kanalen, Netebekken en Maasbekken (Noord)). Dit kan te wijten zijn aan het grotere aandeel akkerlandpercelen en/of een hogere rivierdensiteit in sommige delen van deze bekkens (zie analyse 11.2).

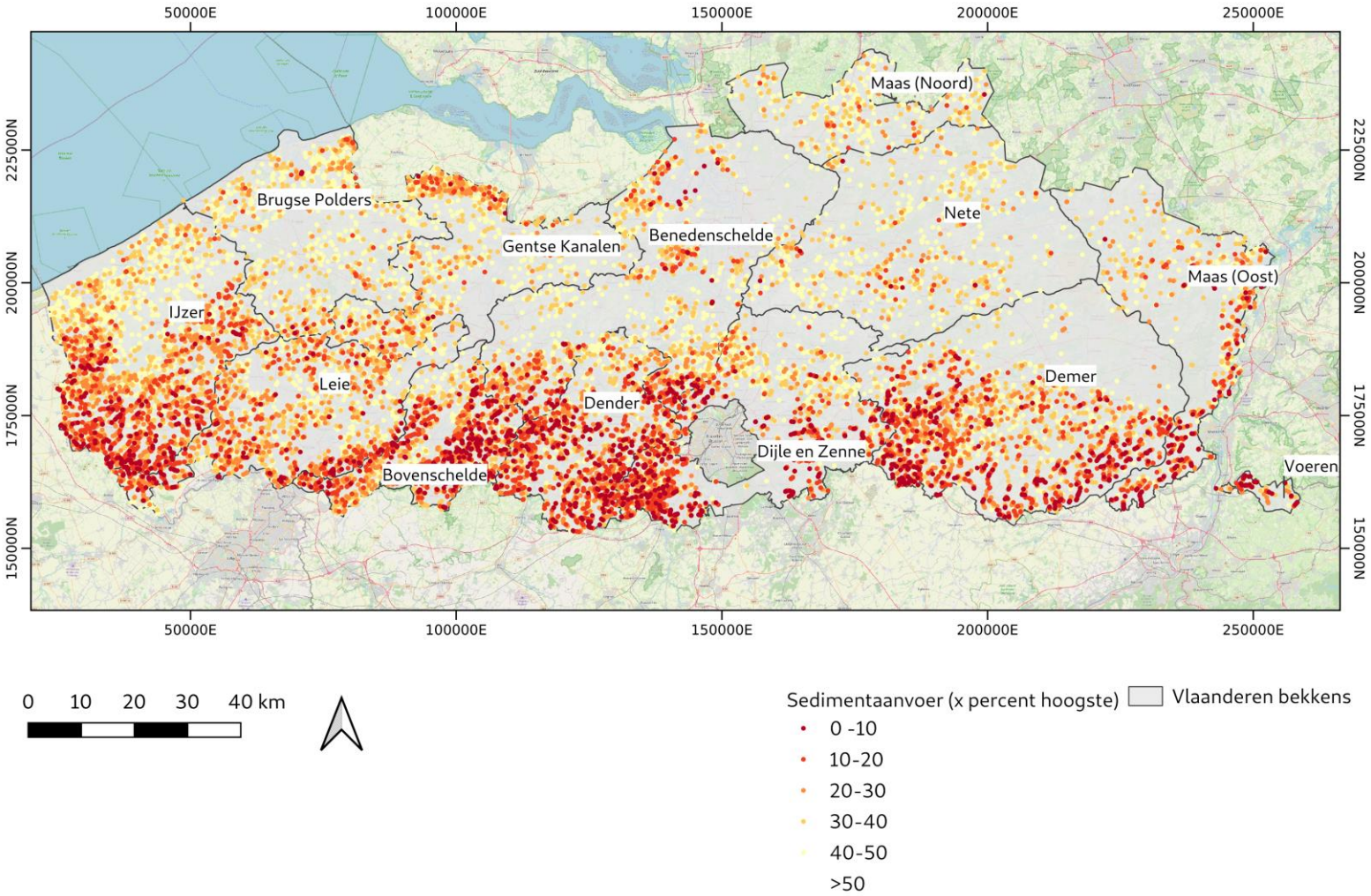
De specifieke sedimentaanvoer (ton.ha^{-1}.jaar^{-1}) naar de VHA, grachten en riolering per intermediair afstroomgebied (AHO) staan afgebeeld in Figuur 10. In deze figuur zijn de sedimentaanvoeren naar de VHA, grachten en riolering opgeteld per AHO-stroomgebied, gedeeld door de oppervlakte van het stroomgebied en opgedeeld in vijf klassen. De klassegrenzen zijn gebaseerd op een algoritme dat tot doel heeft de variatie van specifieke sedimentaanvoer binnen elke klasse te minimaliseren. Op basis van deze classificatie zijn afgeronde en gelijke grenzen gekozen (“zeer laag”: < 0,3, “laag”: [0,3-0,6[, “gemiddeld”: [0,6-0,9[, “hoog”: [0,9-1,2[en “zeer hoog”: > 1,2 ton.ha^{-1}.jaar^{-1}). Algemeen kan gesteld worden dat de patronen op schaal van Vlaanderen logisch zijn. De grote sedimentaanvoer in de hellende gebieden, zoals het West-Vlaamse Heuvelland, de Vlaamse Ardennen en delen van het Bekken Dijle en Zenne zijn gekend. Echter in een aantal vlakke akkerlandrijke gebieden, zoals in het noorden van het Bekken Gentse Kanalen en in het zuidwesten van West-Vlaanderen worden hoge sedimentaanvoeren berekend in een aantal deelbekkentjes (zie ook Figuur 7). Een aantal van deze vlakke gebieden met een onverwacht hoge sedimentaanvoer staan aangeduid in Figuur 10. In de volgende sectie wordt onderzocht wat de reden is voor de relatief hoge aanvoeren in deze gebieden

Tabel 12: Stroomgebieden gebruikt voor berekening Vlaanderen.

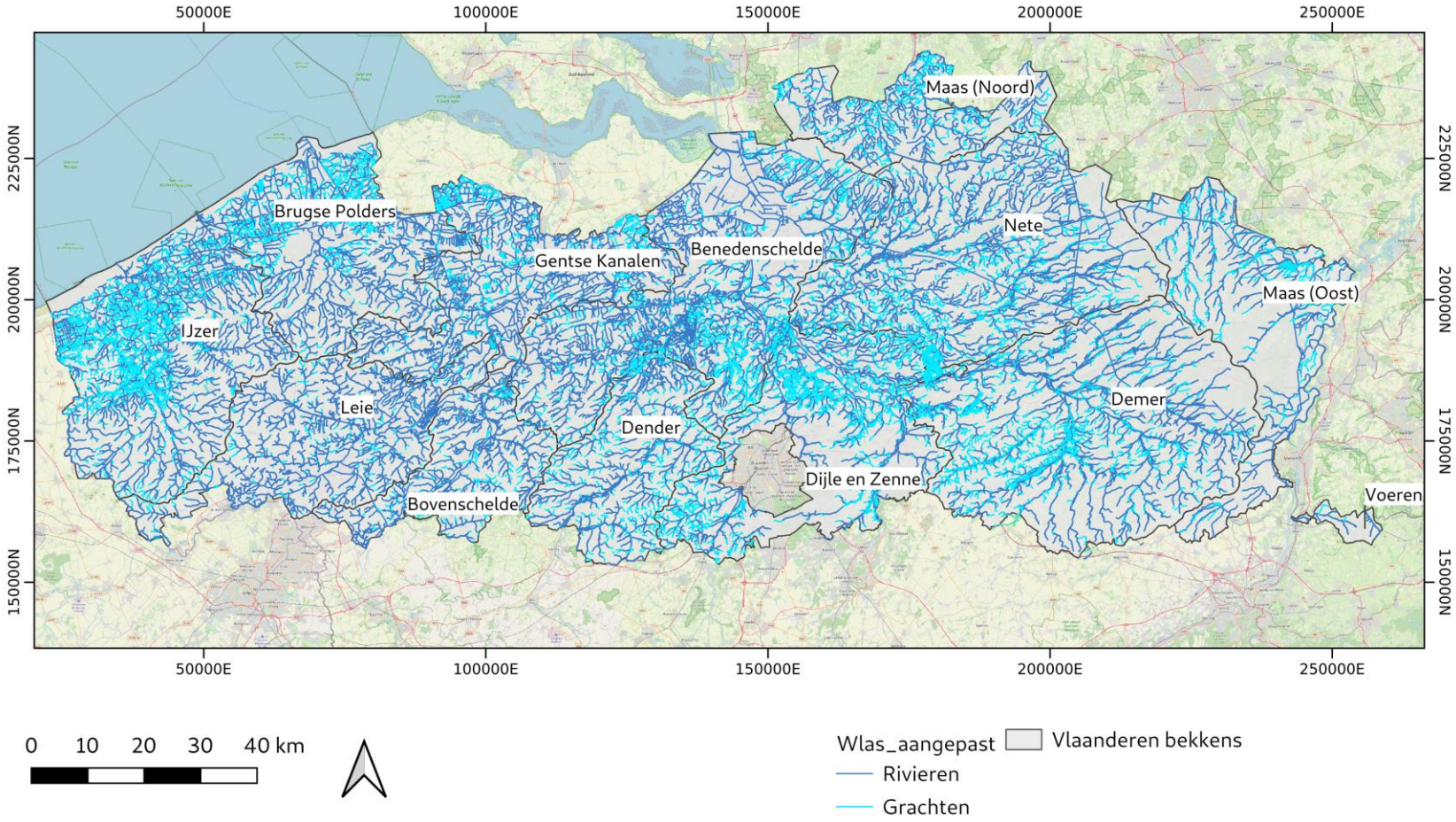
Stroomgebied	Oppervlakte (ha)	Oppervlakte knelpunten (ha)*	Oppervlakte plangebied (ha)*	Totale lengte waterlopen (km)	Oppervlakte akkerland (%)**	Oppervlakte infrastructuur (%)**	Rivierdensiteit (# pixels per ha)*	Oppervlakte grasstroken (%)**	Oppervlakte weide (%)**
Brugse Polders	104.512	272	2.519	2.172	35	33	1,28	1	21
Gentse Kanalen	91.756	717	3.108	1.984	37	34	1,33	0	17
Benedenschelde	170.153	4.769	19.358	3.371	21	44	1,23	0	17
Bovenschelde	57.656	23.068	43.068	933	41	32	1,02	0	19
Demer	191.645	52.192	97.601	2.832	27	34	0,92	1	22
Dender	70.876	21.424	53.087	1.123	30	35	0,99	0	25
Dijle en Zenne	112.200	27.220	53.082	2.185	23	43	1,19	1	15
IJzer	137.859	16.601	48.242	3.116	50	25	1,42	1	17
Leie	98.291	15.215	42.586	1.472	36	42	0,94	0	16
Maas (Oost)	99.220	5.784	12.289	1.181	32	34	0,73	0	15
Maas (Noord)	55.317	0	0	1.012	38	29	1,12	0	18
Nete	167.607	0	32	2.831	23	39	1,04	0	16
Voeren	5.071	1.741	5.033	39	24	19	0,48	2	40

* Oppervlakten van de knelpuntgebieden en plangebieden afgebakend in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen

** Percentages berekend volgens de definitie van de landgebruiksklassen van de CN-WS perceelskaart en gebaseerd op het verrasterd landgebruik (resolutie 20 m) volgens scenario A



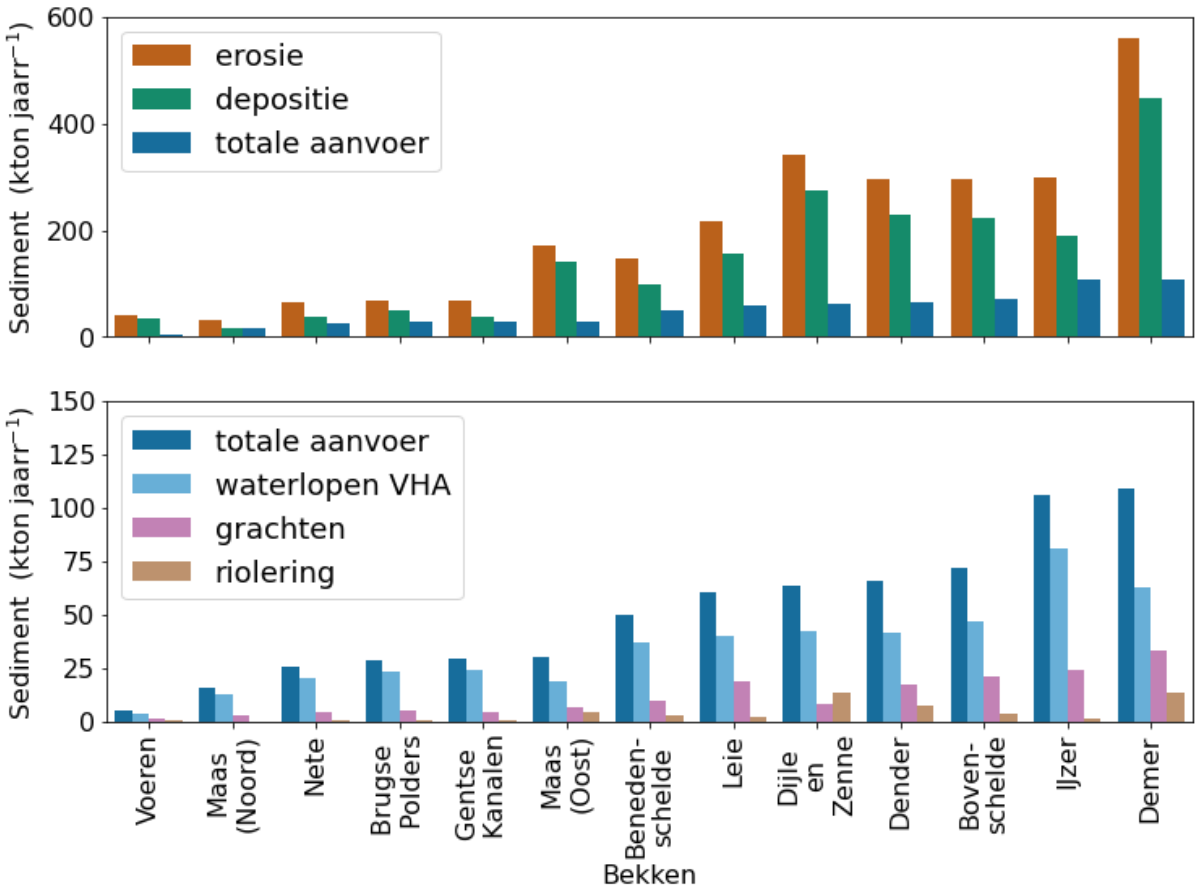
Figuur 7: Gehanteerde bekkens voor doorrekening Vlaanderen. De gesimuleerde vijftig percent hoogste rivieraanvoeren volgens scenario A zijn aangeduid in punten (van geel tot rood, voor uitleg analysemethode zie sectie 5.3)



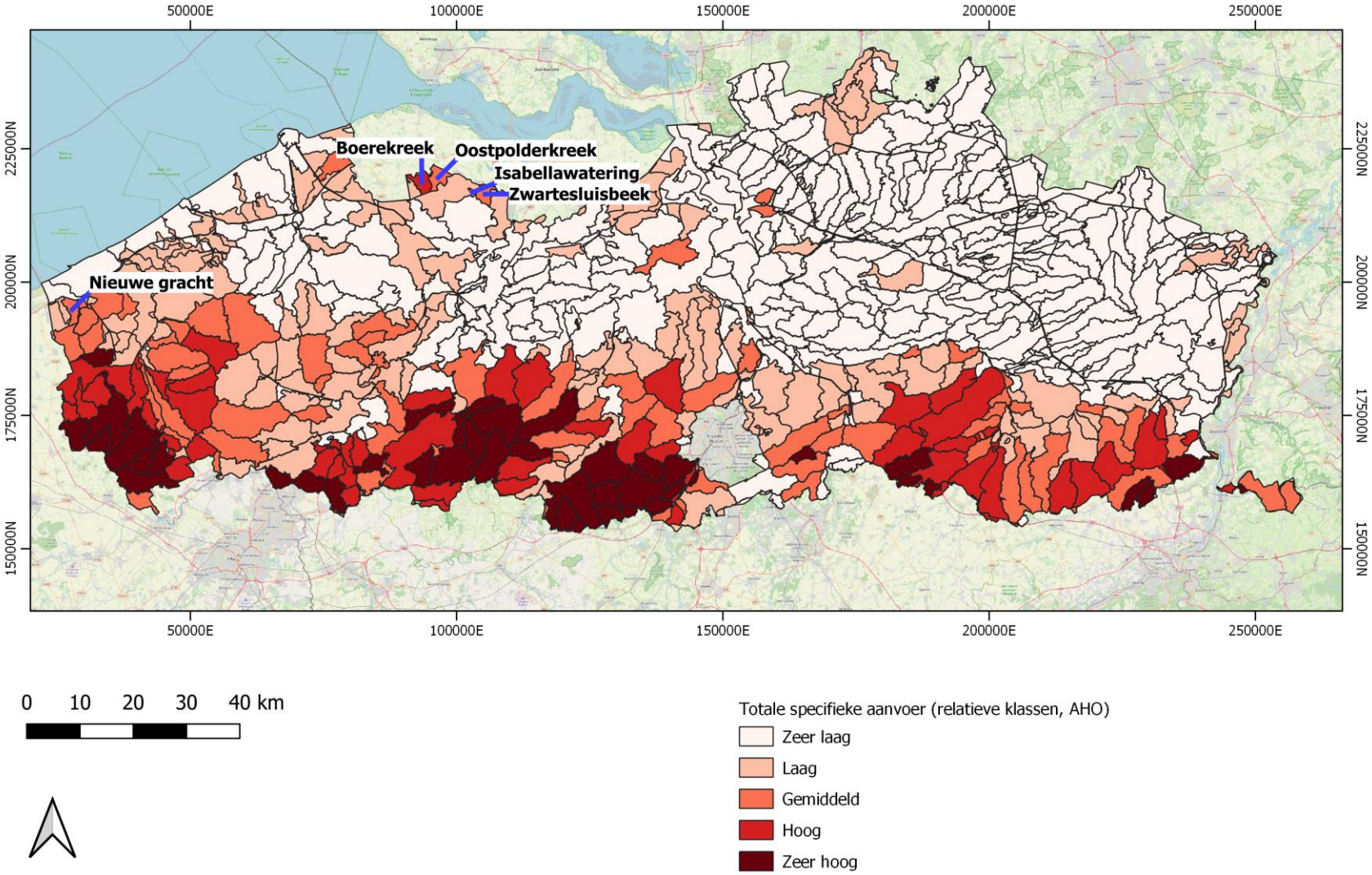
Figuur 8: Geografische verschillen in de dichtheid van het VHA-netwerk

Tabel 13: Modelresultaten voor Vlaanderen voor scenario A. De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

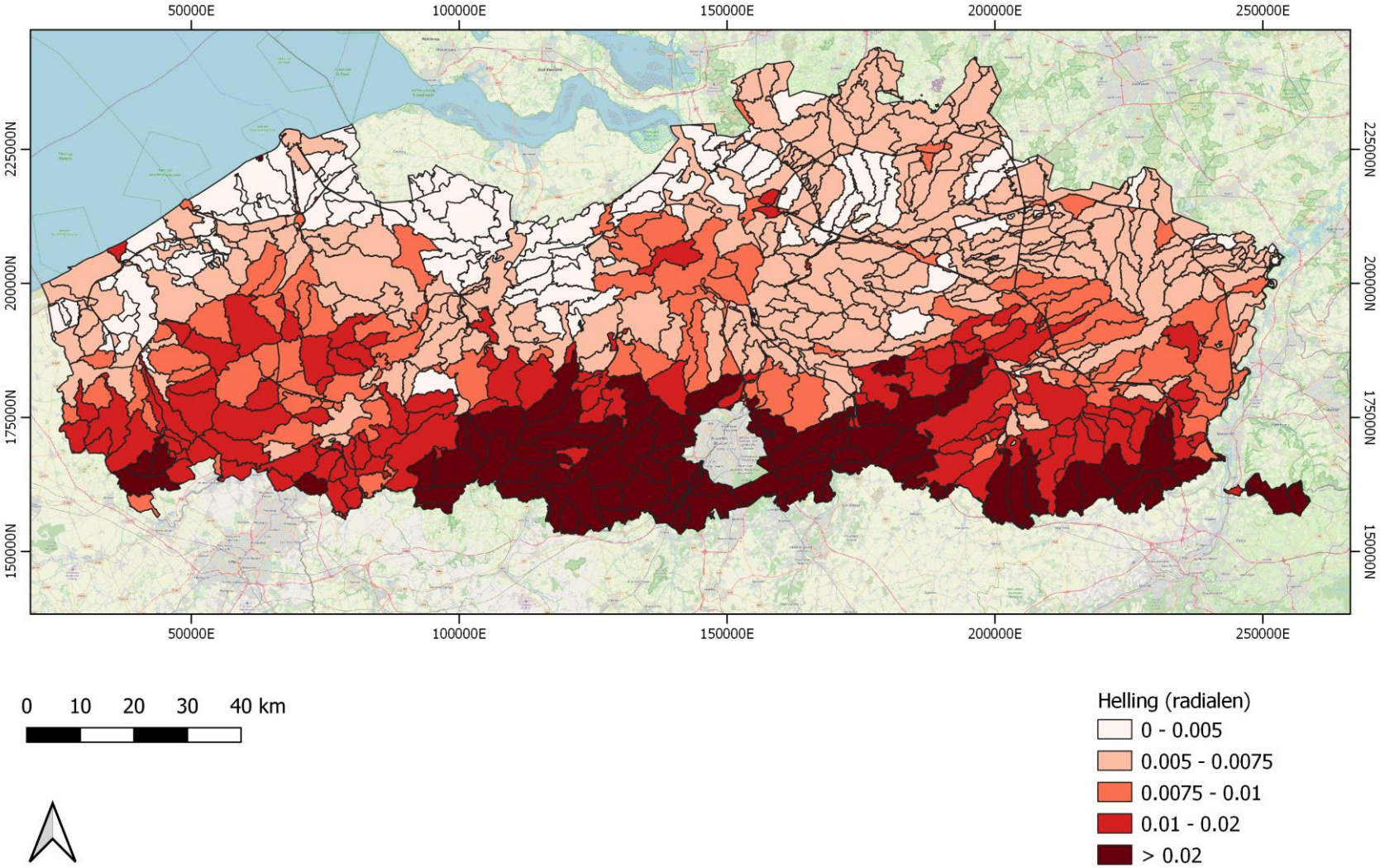
Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)
Brugse Polders	68.913	49.233	23.286	308	4.801	28.396	0,34
Gentse Kanalen	67.901	38.544	24.373	262	4.492	29.096	0,36
Benedenschelde	148.101	98.024	36.672	3.132	9.850	49.666	0,25
Bovenschelde	295.960	221.863	46.871	3.808	20.877	71.539	0,16
Demer	560.690	448.264	62.945	13.214	33.002	109.158	0,11
Dender	294.788	229.500	41.495	7.055	16.925	65.475	0,14
Dijle en Zenne	340.106	275.123	42.057	13.068	8.407	63.533	0,12
IJzer	298.942	190.624	81.174	1.045	24.171	106.366	0,27
Leie	217.069	156.054	39.658	1.904	18.782	60.344	0,18
Maas (Oost)	172.128	139.895	18.967	4.244	6.695	29.899	0,11
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	1.534	0,40
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	0,32
Voeren	39.757	35.181	3.095	165	918	5.014	0,08
Vlaanderen	2.598.955	1.936.268	452.975	48.936	155.999	659.214	0,33



Figuur 9: Samenvatting van gemodelleerde tonnages van erosie, sedimentatie en totale sedimentaanvoer naar de VHA, grachten en riolering voor scenario A



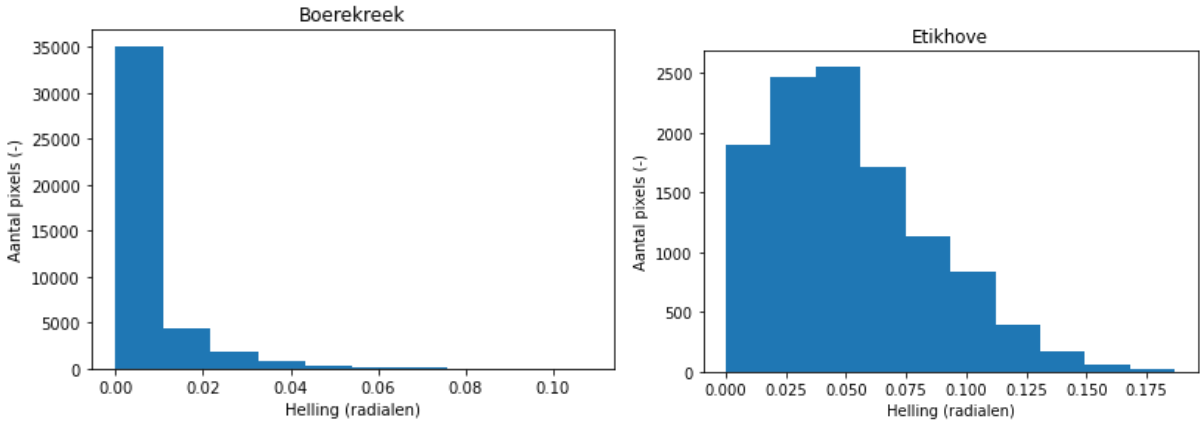
Figuur 10: Totale specifieke sedimentaanvoer (ton ha^{-1} $jaar^{-1}$,ingedeeld in klassen: “Zeer laag”: < 0,3, “Laag”: [0,3-0,6[, “Gemiddeld”: [0,6-0,9[, “Hoog”: [0,9-1,20[en “Zeer hoog”: > 1,20) volgens scenario A



Figuur 11: Mediane helling per AHO-bekken (radialen)

11.2 EVALUATIE VAN STANDAARDSCENARIO A OP SCHAAL VAN INTERMEDIAIRE AFSTROOMGEBIEDEN

Het doel van deze sectie is om de resultaten van Vlaanderen te analyseren op de schaal van AHO-stroomgebieden. Specifiek worden de vlakke gebieden geselecteerd en onderzocht, gezien er een aantal gebieden zijn met opvallend hoge sedimentaanvoer. De vlakke gebieden en de kalibratiegebieden[2] zijn aangeduid in Figuur 13 en zijn respectievelijk in het zwart en groen gearceerd. AHO-stroomgebieden worden geclassificeerd als een "vlak gebied" indien de mediane helling van het betreffende gebied lager is dan de minimale waarde van de mediane helling van de kalibratiegebieden. In deze analyse worden medianen van de helling per gebied gebruikt omdat deze een robuustere statistiek zijn dan de gemiddelde helling om de eigenschap "algemene hellingsgraad" te beschrijven. De distributies van de hellingsgraden van de verschillende gebieden kunnen namelijk sterk verschillen. In Figuur 12 staat de distribtie van de helling afgebeeld voor een vlak gebied (Boerekreek) en een hellend gebied (Etikhove, kalibratiegebied). Deze distributie is niet tot dezelfde graad scheefgetrokken, zodat het beter is om uit te gaan van de mediaan dan van het gemiddelde, gezien het gemiddelde meer gevoelig is aan de scheefheid van een distributie. De ondergrens van de medianen van de hellingen van de kalibratiegebieden wordt gehanteerd omdat de kalibratiegebieden de referentie zijn voor het toepassingsdomein van het gekalibreerde CN-WS model.



Figuur 12: Illustratie van de distributie van de helling (radialen) van een vlak (links) en hellend (rechts) gebied.

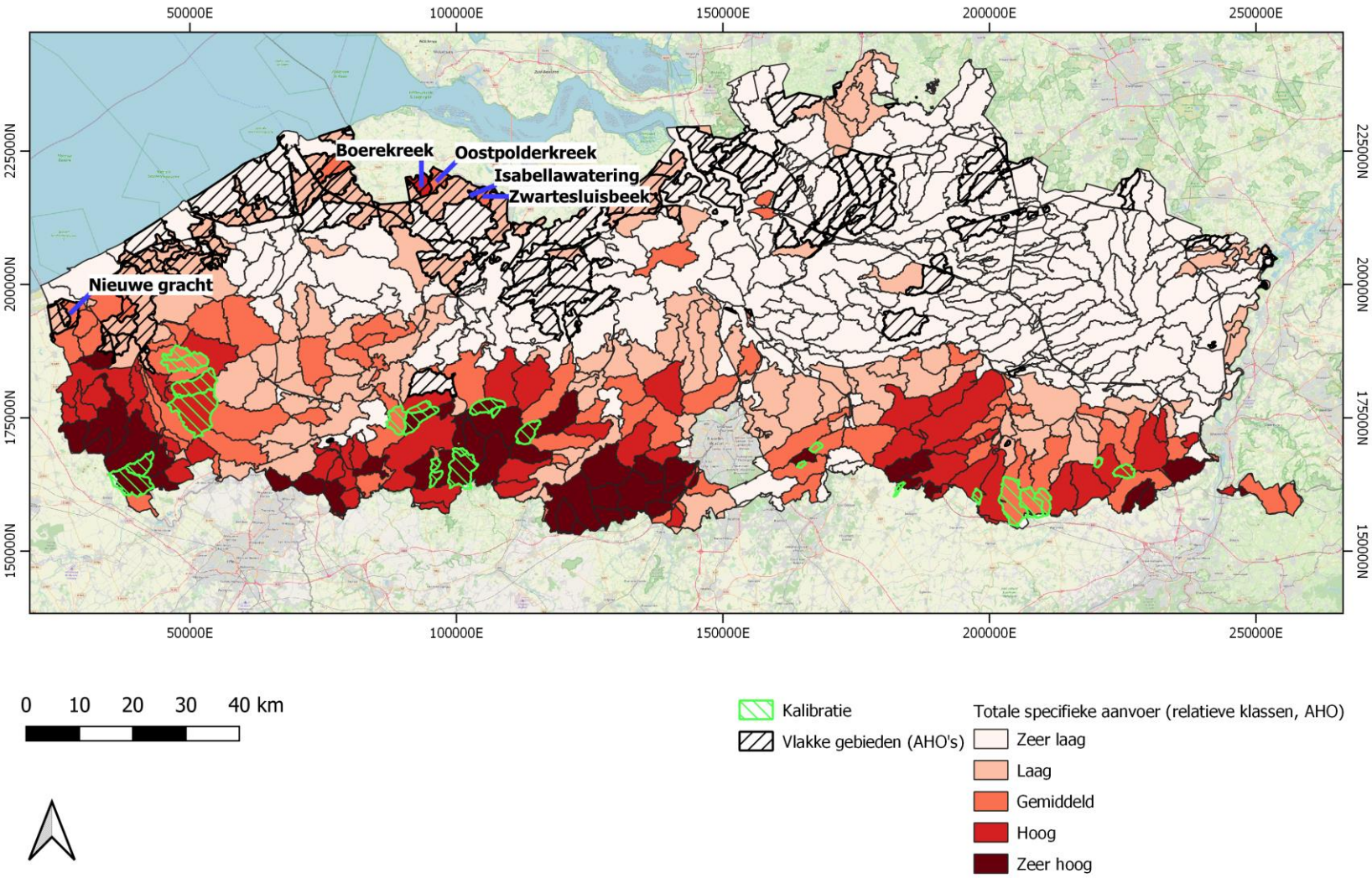
Het is belangrijk om op te merken dat de afbakening van de kalibratiegebieden niet altijd overeenkomt met deze van de AHO-stroomgebieden, omdat de kalibratiegebieden zijn afgebakend op basis van het afstromingsalgoritme van CN-WS (zie sectie 6). De AHO-gebieden zijn door de VMM afgebakend via een ander afstromingsalgoritme, maar we gaan ervan uit dat beide hydrologische afbakeningen in grote lijnen wel overeenkomen. De schaal van de AHO-gebieden is echter wel een goede referentie, gezien de oppervlaktes van de kalibratiegebieden in dezelfde grooteorde vallen als de AHO-gebieden (zie Figuur 10).

De gevonden ondergrens van de mediane hellingen van de kalibratiegebieden is gelijk aan 0,05 radialen, dewelke is gebruikt om de vlakke gebieden (zwart gearceerd in Figuur 10) te definiëren. Om de totale sedimentaanvoer tussen de gebieden te kunnen vergelijken, wordt gewerkt met de specifieke sedimentaanvoer. Dit is de totale aanvoer in een gebied gedeeld door de oppervlakte van dit gebied (zie klasses "Laag" tot en met "Zeer hoog" in Figuur 10).

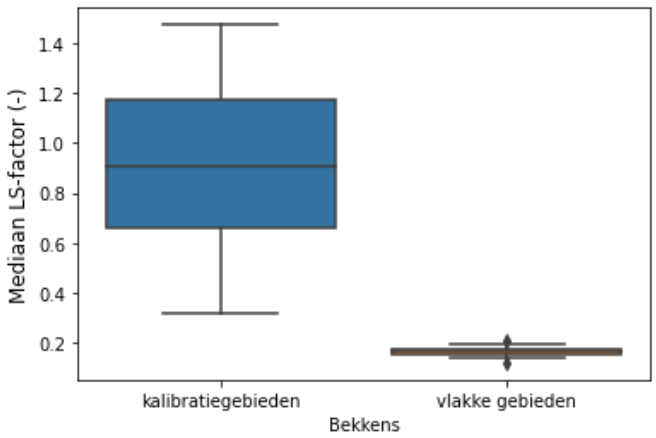
[2] Deze gebieden worden niet per se gedefinieerd door de afstroomgebieden van AHO, gezien deze afgelijnd worden door het routeringsalgoritme gebruikt in CN-WS (zie sectie).

Een eerste eigenschap die van beide categoriën ("vlakke gebieden" en "kalibratiegebieden") onderzocht wordt, is de LS-factor. In Figuur 14 is de verdeling van de mediane LS-waarden geplot voor de vlakke gebieden en kalibratiegebieden. Om deze figuur op te stellen is de mediane LS-waarde per kalibratiegebied en vlak gebied berekend. Uit deze figuur kan afgeleid worden dat de LS-waarden voor de vlakke gebieden wel binnen de verwachtingen vallen: deze zijn zeer laag in vergelijking met de waarden voor de kalibratiegebieden, wat te verwachten valt voor een vlak gebied. Ook wordt geen grote spreiding van de LS-waarden waargenomen. De vlakke topografie in vlakke gebieden (uitgedrukt in hellingsgraad) uit zich met andere woorden ook in lage LS-waarden. We merken geen artificieel hoge LS-waarden doordat er in vlakke gebieden meer 'sprongen' voorkomen tussen pixels waardoor toestroomgebieden artificieel groter zouden worden. We merken ook dat de LS-waarden laag blijven in vlakke gebieden, hoewel er bij de berekening van de toestroomoppervlakte A geen rekening wordt gehouden met het voorkomen van meer infiltratie in vlakke gebieden in vergelijking met hellende gebieden.

Desalnietteming wordt in Figuur 10 geobserveerd dat de specifieke aanvoer voor een aantal vlakke gebieden onverwacht hoog is (vb. in het bekken Gentse Kanalen en in de Polderstreek). De specifieke sedimentaanvoer naar de Boerekreek wordt als "hoog" aangeduid, terwijl de specifieke aanvoer voor de Oostpolderkreek en de Zwartesluisbeek als "gemiddeld" wordt geklasseerd. Ook aan een klein gebied, de Isabellawatering (Isabellavaart), gelocaliseerd ten westen van de Zwartesluisbeek, wordt de klasse "gemiddeld" toegekend. Bij dit laatste geval moet opgemerkt worden dat de definitie van specifieke sedimentaanvoer een groter gewicht toekent aan kleinere gebieden. De relatief hoge sedimentvoer naar de rivier in enkele van deze vlakke gebieden is in strijd met de gestelde verwachting dat er in vlakkere gebieden minder erosie is, en bijgevolg minder sedimentaanvoer naar de waterlopen. Het doel van de volgende sectie is om te duiden wat de sturende variabelen zijn voor deze relatief hoge sedimentaanvoer in een aantal van de vlakke gebieden. De analyse van de sturende variabelen gebeurt op basis van alle vlakke gebieden. De algemene statistieken van de RUSLE, transportcapaciteiten en andere sturende variabelen worden per AHO-gebied onderzocht en in relatie gesteld met elkaar. In het vervolg van deze tekst wordt de samenvatting van deze analyse gerapporteerd en besproken. Het is belangrijk om op te merken dat er een nieuwe klassering wordt gedefinieerd voor de specifieke aanvoeren, zodat de grootteordes afgestemd zijn voor de vlakke gebieden (*i.e.* specifieke aanvoer (ton ha^{-1} $jaar^{-1}$), klasse 1: < 0,2, klasse 2: [0,2-0,4[, klasse 3:[0,4-0,6[, klasse 4: >0,6).

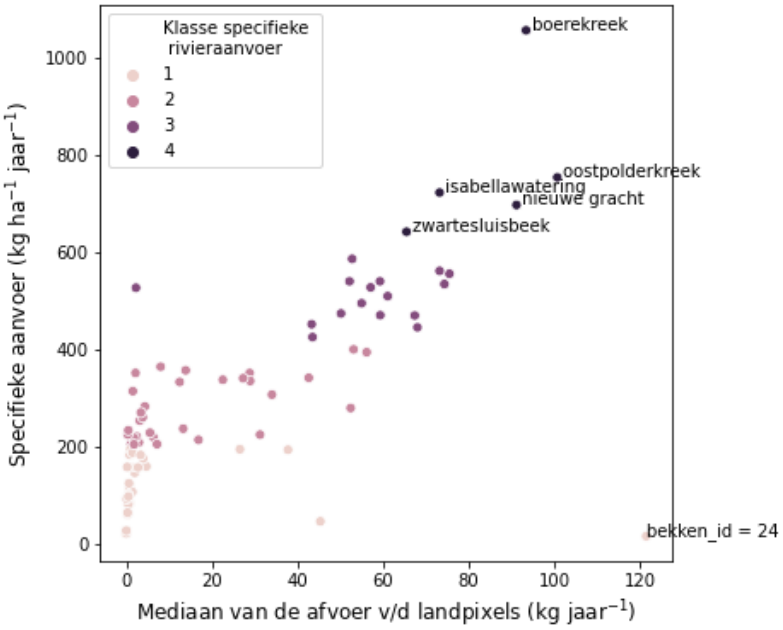


Figuur 13: Totale specifieke aanvoer (ton ha^{-1} $jaar^{-1}$,ingedeeld in klassen: “Zeer laag”: < 0,3, “Laag”: [0,3-0,6[, “Gemiddeld”: [0,6-0,9[, “Hoog”: [0,9-1,20[en “Zeer hoog”: > 1,20) met aanduiding van vlakke gebieden (zwart gearceerd), en de gebieden gebruikt voor de kalibratie van het model (groen gearceerd).



Figuur 14: Verdeling van de mediaan van de LS-waarden per AHO bekken, dit voor vlakke en kalibratiegebieden.

In eerste instantie wordt de relatie tussen de specifieke sedimentaanvoer voor het volledige AHO-gebied en de mediaan van het sedimenttransport op de landpixels onderzocht (Figuur 15). Elke punt op deze figuur stelt één van de vlakke AHO gebieden voor, waarbij de specifieke sedimentaanvoer en het mediane sedimenttransport over alle landpixels geplot staan. In deze figuur wordt geobserveerd dat de specifieke sedimentvoer stijgt in functie van het mediane sedimenttransport op de landpixels. Met andere woorden, als er veel (weinig) sedimenttransport doorheen het bekken plaatsvindt, zal finaal de sedimentaanvoer ook hoog (laag) zijn. Er wordt verder ook geobserveerd dat de gebieden die als probleemgebieden geïdentificeerd worden (vb. Boerekreek) ook de gebieden zijn met een hoge mediane sedimentafvoer voor de landpixels. Er is echter één opvallende outlier, en dit is een naamloos bekken, ten noorden van de Boerekreek, met de id 24 in de AHO-kaart. De sedimentaanvoer naar de rivier is voor dit gebied zeer laag, terwijl de mediaan van het sedimenttransport op de landpixels hoog is. Hier wordt dus veel sedimenttransport gesimuleerd, en wordt het sediment gerouteerd door het bekken, maar is er finaal weinig sedimentaanvoer naar de rivier. Indien we dit bekken in detail bekijken, dan word vastgesteld dat het een zeer klein gebied (< 40 ha) betreft waarbij het gemodelleerde sediment afgevoerd wordt buiten dit AHO-bekken. Meer specifiek wordt dit sediment afgevoerd naar het bekken van de Boerekreek. Dit toont aan dat het belangrijk is om een onderscheid te maken tussen de gebiedsafbakeningen van de AHO-gebieden en deze van het CN-WS model.

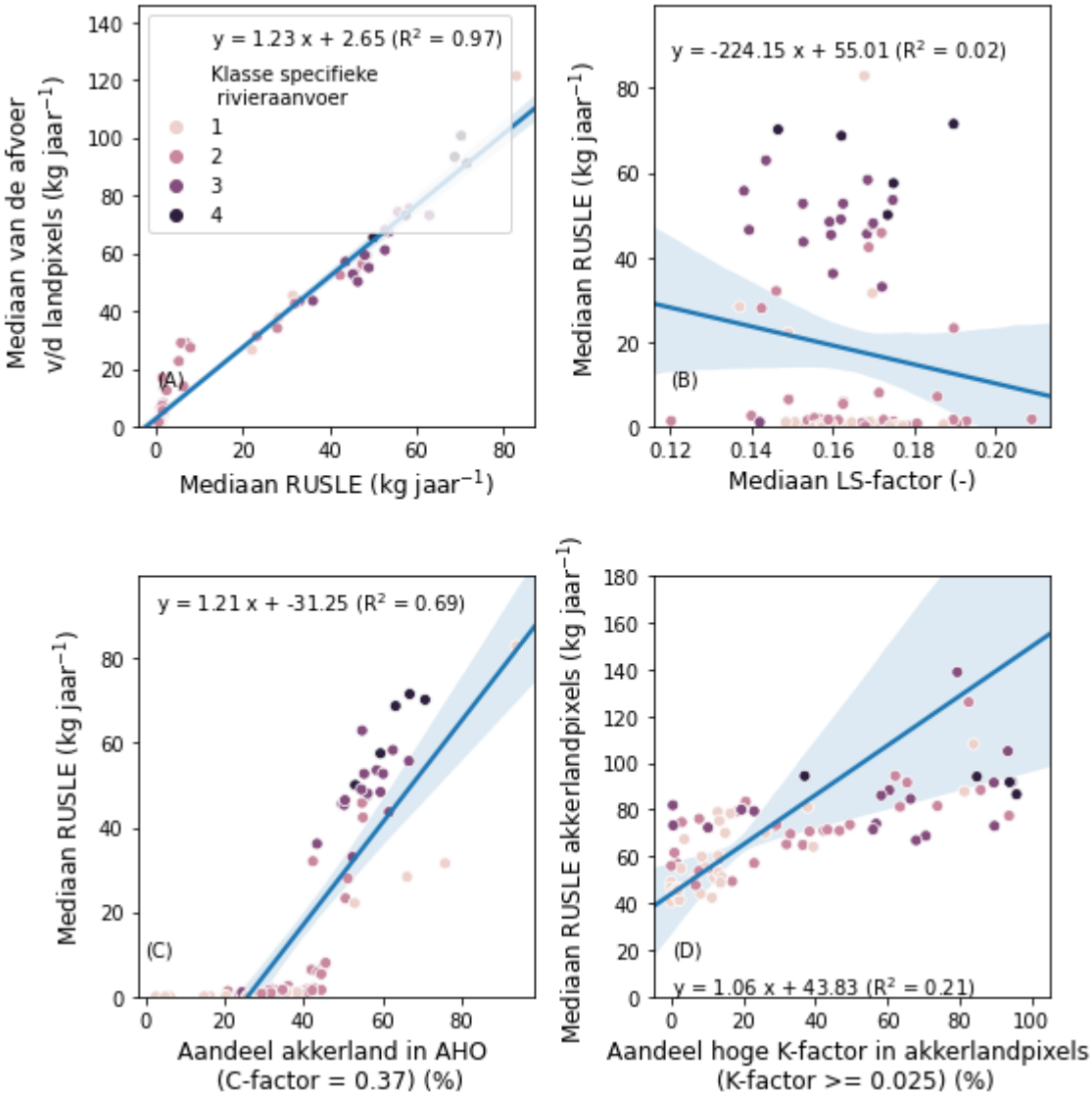


Figuur 15: Specifieke sedimentaanvoer (kg $^{-1}$ ha^{-1}) naar de rivier in functie van de mediaan van de afvoer van de landpixels (kg jaar^{-1}) met inkleuring volgens de klasse van specifieke aanvoer (ton ha^{-1} jaar^{-1}), klasse 1: < 0,2, klasse 2: [0,2-0,4[, klasse 3:[0,4-0,6[, klasse 4: >0,6).

Er wordt een grote variatie geobserveerd in de sedimentaanvoer van vlakke gebieden, die gerelateerd is aan het sedimenttransport doorheen de bekkens. Dit sedimenttransport is het gevolg van erosie. De gesimuleerde hoeveelheid bruto erosie per pixel wordt berekend door de RUSLE-vergelijking toe te passen (zie vergelijking 1). In Figuur 16 (A) is de relatie tussen de mediaan van het sedimenttransport op landpixels in de bestudeerde vlakke gebieden afgebeeld in functie van de RUSLE-waarden. Er is een duidelijke positieve lineaire relatie tussen deze mediane RUSLE-waarden en het sedimenttransport op de landpixels. Deze relatie wordt vooral gestuurd door de gewas- en bedrijfsvoeringsfactor C en de bodemerodibiliteit K, en niet door de topografische LS-factor (Figuur 16 (B), (C) en (D)). Er is geen lineaire relatie te vinden tussen de mediaan van de LS factor van de landpixels en de mediaan van de RUSLE-waarden (Figuur 16 (B)). In Figuur 16 (C) staan de mediane RUSLE-waarden geplot in functie van het aandeel akkerlandpixels per AHO-gebied (in %). Aan al deze akkerlandpixels is de waarde 0,37 toegekend als C-factor (zie standaard scenario A, beschreven in sectie 5.7.1). Hoe hoger het aandeel akkerland met deze C-factor, hoe hoger de mediane RUSLE-waarden van de AHO-bekkens. In Figuur 16 (D) zijn de mediane RUSLE-waarden geplot in functie van het aandeel hoge K-factor waarden, dit door enkel de akkerlandpixels in de AHO-gebieden te beschouwen. Een hoge K-factor wordt gedefinieerd als een waarde hoger of gelijk aan 0,025 ton.h.MJ^{-1}.mm^{-1}, wat alle bodems met een textuur van klei, behalve zware klei, en leem omvat (zie Tabel 14). Er wordt in panel (D) van Figuur 16 geobserveerd dat de RUSLE-waarden stijgen in functie van een hoger aandeel pixels met hoge K-factoren. Met andere woorden, hoe groter het aandeel erosiegevoelige bodems in de akkerlandpixels, hoe hoger de mediane RUSLE-waarde voor deze akkerlandpixels. Het is belangrijk om op te merken dat de P- en R-factoren niet geanalyseerd worden gezien deze voor alle pixels constant zijn (P=1; R=1250 MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.jaar^{-1}). Daarenboven wordt opgemerkt dat de outlier geïdentificeerd in Figuur 2 (bekken_id = 24), ook hier terug geïdentificeerd wordt als een oulier (zie punt met mediaan RUSLE > 80 met klasse specifieke sedimentaanvoer = 1). Als conclusie kan gesteld worden dat er veel potentiële erosie wordt gesimuleerd, voornamelijk in gebieden met een hogere K-factor (zwaardere bodems) en een groot aandeel akkerland (C=0,37). Deze factoren geven aanleiding tot een grote sedimentaanvoer naar de rivier.

Bodemerosie ligt aan de basis van sedimenttransport over landpixels waarbij ter hoogte van een deel van deze landpixels ook sedimentatie optreedt (zie Figuur 15). Een gedeelte van het getransporteerd sediment komt finaal terecht in waterlopen, grachten en riolering. De verhouding tussen de totale sedimentaanvoer in een gebied en de totale netto erosie wordt aangeduid als de doorvoerratio (%). Op bekkenniveau variëren de doorvoerratio's tussen 8 % en 40 % (zie Tabel 13). Doorvoerratio's worden bepaald door de connectiviteit in het landschap. Hoe meer elementen leiden tot sedimentatie op het land, hoe lager de doorvoerratio. Elementen die zorgen voor een versnelde aanvoer van sediment naar de waterlopen, grachten of riolering, verhogen de doorvoerratio. Ook gebieden waarbij akkerland en waterlopen in nauw contact staan, kennen een hoge doorvoerratio. De analyse van de doorvoerratio's van de vlakke gebieden kan daarom bijdragen aan het verder verklaren van de hoge sedimentaanvoer in bepaalde gebieden.

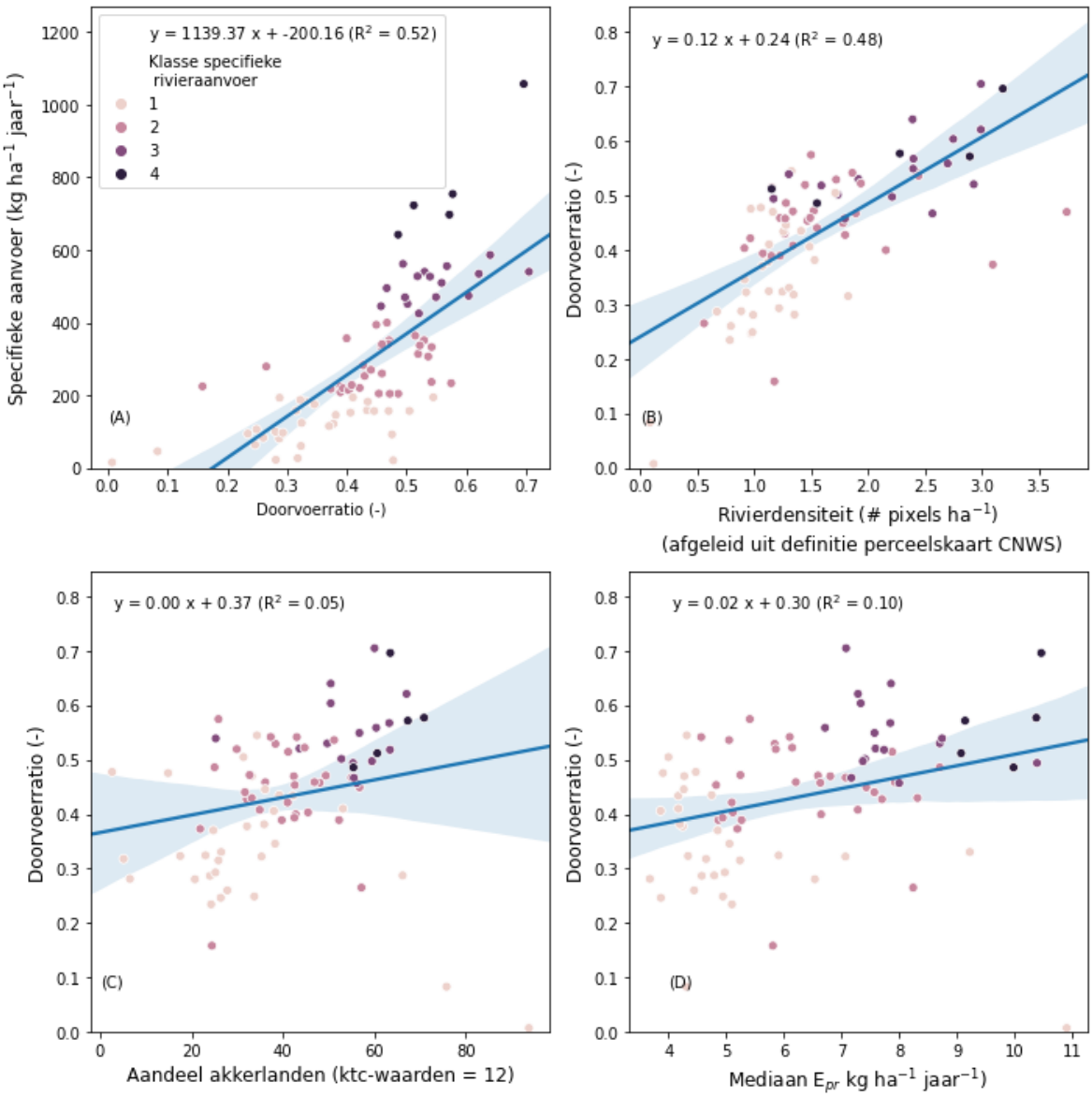
De doorvoerratio vertoont een positief lineaire relatie met de rivierdensiteit: als er meer ontvangende waterlopen zijn per oppervlakte-eenheid in één bekken, dan zal de doorvoer naar de rivier hoger zijn (zie Figuur 17, panel B). Dit wijst erop dat het detail van kartering van de VHA een belangrijke invloed uitoefent op de analyse van de sedimentaanvoer. Enerzijds wordt de sensitiviteit in sedimentaanvoer dus bepaald door de dichtheid van het waterlopennetwerk, en anderzijds door de variatie in karteringsinspanningen per AHO-bekken. Dit verschil in kartering situeert zich hoofdzakelijk op het vlak van het fijnmazige grachtennetwerk. De bekkens geïdentificeerd als probleembekkens liggen allen gelokaliseerd in het kwadrant gedefinieerd door zowel een hoge specifieke aanvoer als een hoge doorvoerratio. In de onderste twee plots staan de relaties tussen de doorvoerratio en de kTC-waarden (uitgedrukt als aandeel akkerlandbouw, gekenmerkt door een hoge kTC) enerzijds (panel C) en de doorvoerratio en de $\mathrm{E_{pr}}$-waarden (zie vergelijking 2) anderzijds (panel D) afgebeeld. Er wordt voor beide een zwakke positieve relatie gevonden. Dat wil zeggen dat het aandeel akkerland, met een kTC-waarde van 12, en de mediaan van de transportcapaciteiten genormaliseerd met de kTC-waarden een beperkte positieve invloed hebben op de doorvoerratio, en de aanvoer. In een extra analyse (hier niet getoond) werd de relatie tussen de doorvoerratio en het aandeel weiland en bossen (kTC = 3) afgebeeld: hier werd een zwakke negatief relatie geobserveerd. Ook dit ligt binnen de verwachtingen: hoe meer weideland en bossen, hoe minder doorstroming naar de rivier mogelijk is. De hogere Epr-waarden die tot een hogere doorvoerratio en sedimentaanvoer leiden worden niet veroorzaakt door een hogere topografische factor ($LS-4{,}12.S_g^{0,8}$), maar wel door de hogere K-factor (Figuur 18).



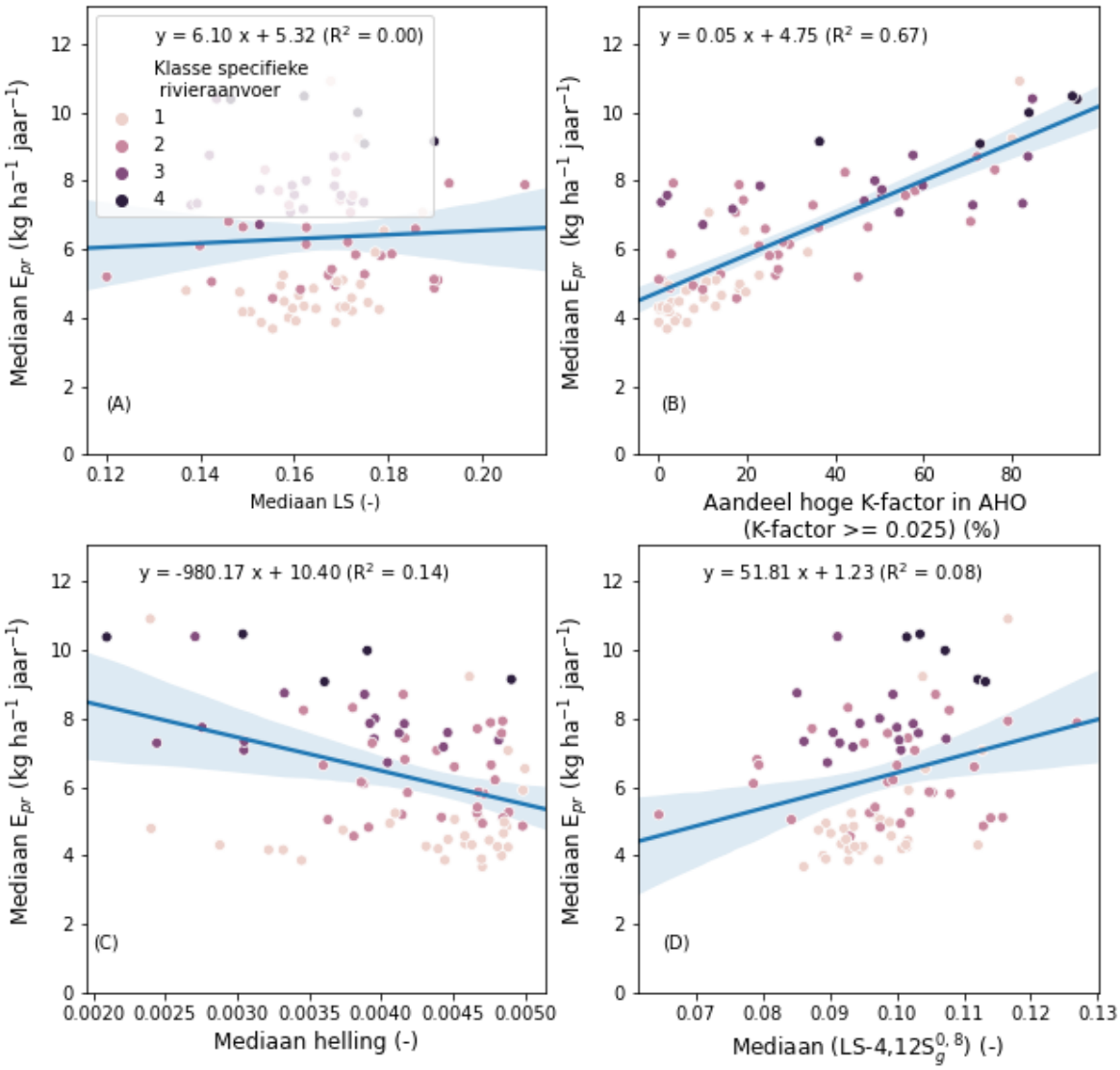
Figuur 16: Relatie tussen de RUSLE-waarden en de afvoer van de landpixels (kg jaar^{-1}) (A), de LS-factor en de RUSLE-waarden (B), het aandeel akkerlandpixels (%) en de RUSLE-waarden (C) en het aandeel hoge K-factor pixels (%) en de RUSLE-waarden, berekend enkel op basis van de akkerlandpixels (D). RUSLE = mediaan RUSLE-waarden over alle landpixels (kg jaar^{-1}), LS = mediaan LS-waarden over alle landpixels(-). In panel (D) zijn enkel de akkerlandpixels in de AHO-gebieden beschouwd om de mediaan RUSLE en het aandeel hoge K-factor te berekenen.

Tabel 14: Bodemerodibiliteitsfactor K (ton.ha.MJ^{-1}.mm^{-1}) in functie van de textuurklasse(zie Tabel 3 in sectie 3.5)

Textuurklasse	K-factor (ton.ha.MJ^{-1}.mm^{-1})	Hoge K-factor?
Leem (A)	0,0420	X
Zandleem (L)	0,0400	X
Licht zandleem (P)	0,0250	X
Lemig zand (S)	0,0200	
Zand (Z)	0,0120	
Klei (E)	0,0275	X
Zware klei (U)	0,0225	



Figuur 17: Specifieke aanvoer (kg ha^{-1} $jaar^{-1}$) in functie van de doorvoerratio (-) (A), de doorvoerratio in functie van de rivierdensiteit (# pixels ha^{-1}) (definitie rivier = CN-WS perceelskaart) (B), de doorvoerratio in functie van het aandeel akkerland (%, *i.e.* kTC-waarde = 12 m) (C) en de doorvoerratio in functie van de potentiële erosie door geconcentreerde afvoer in geulen (E_{pr}) (D).



Figuur 18: Mediaan potentiële afvoer door geulerosie (E_{pr}, kg ha^{-1} jaar^{-1}) in functie van de mediaan LS-factor (-) (A), het aandeel pixels met een hoge K-factor in AHO-gebieden (K>=0,025) (B), de mediaan van de helling (-) (C) en mediaan van de term LS-$4.12S_g{}^{0.8}$ (-) (D).

Op basis van deze analyse wordt geconcludeerd dat de verschillen tussen de vlakke gebieden niet te wijten zijn aan de LS-factor, en dus ook niet aan het effect van het gebruikte routeringsalgoritme op de berekeningen van de LS-factor. De verschillen tussen de aanvoeren van de AHO stroomgebieden zijn echter wel te verklaren door een verschil in bodemtextuur, *i.e.* erodibiliteit van de bodem, verschil in landgebruik in combinatie met de densiteit van het rivierennetwerk.

De sedimentaanvoer wordt in de vlakke gebieden bepaald door de densiteit van het riviernetwerk en het landgebruik. Dit betekent dat, zelfs als de netto-erosie en netto-afvoer (per pixel en bekken) vrij klein is, de afvoer naar de rivier vrij groot kan zijn voor AHO-gebieden met een groot aandeel akkers en een dichte rivierdensiteit. De (inter-)connectie tussen landbouwpercelen en rivieren is namelijk bepalend voor de off-site impact (Boardman et al., 2019). Uit deze analyse blijkt dat het analyseren van deze connectie van belang is om de dynamiek en geografische spreiding van de sedimentaanvoer te begrijpen. Het is belangrijk om aan te duiden dat de connectiviteit tussen akkerlanden in deze analyse niet expliciet in rekening gebracht is. Er wordt echter wel verondersteld dat hoe groter het aandeel akkerland is in een gebied, hoe hoger de connectiviteit tussen de

landbouwpercelen. Het verzamelen en standaardiseren van connectiviteitselementen (zoals grachten, riolering) is van zeer groot belang voor het correct inschatten van routes, zowel voor vlakke gebieden als voor hellende gebieden!

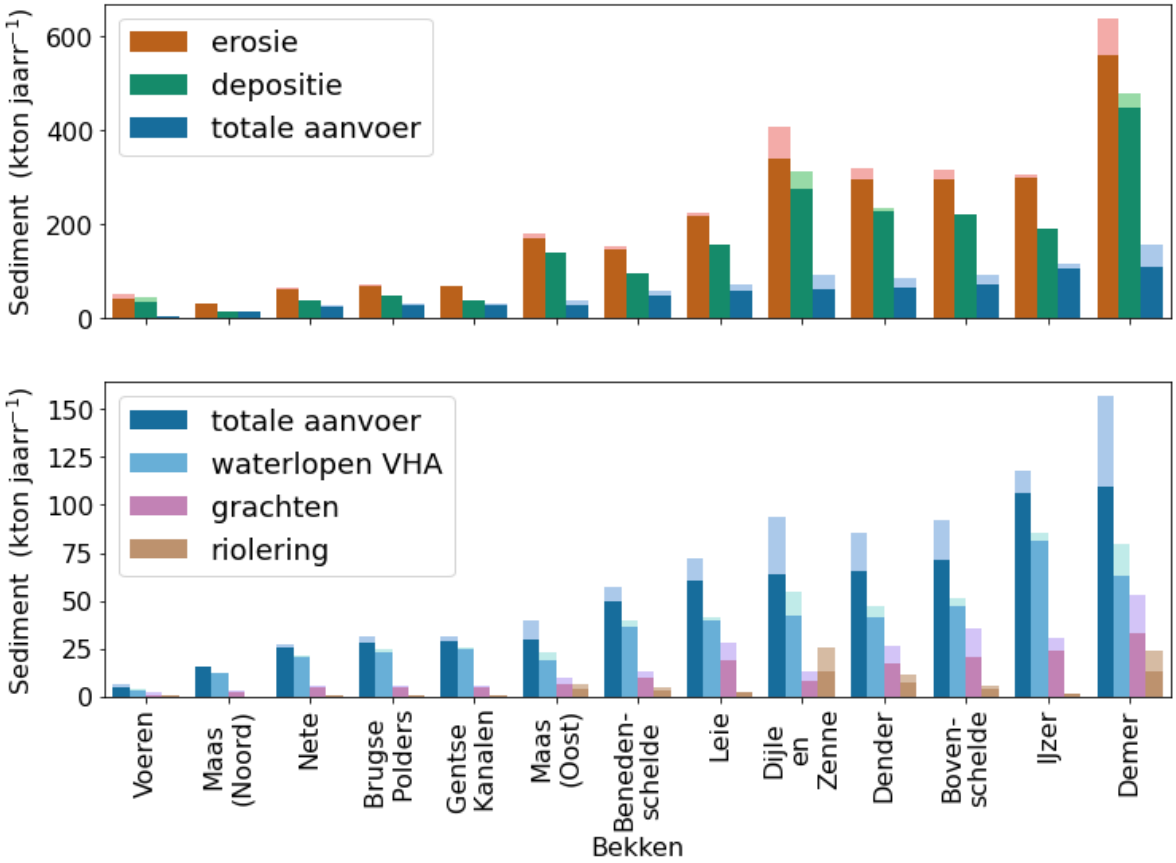
De analyse in deze sectie toont dat de vlakke gebieden op het vlak van topografie sterk afwijken van de kalibratiegebieden. Op basis van Figuur 11 zouden gebieden kunnen geselecteerd worden die buiten het toepassingsdomein van het model vallen op basis van hun topografie (zeer lage mediane helling). De LS-waarden blijken echter geen drijvende factoren voor de gemodelleerde hogere sedimentaanvoeren in een deel van deze vlakke gebieden. (zie Figuur 14 en Figuur 16), zodat er geen reden is om gebieden uit te sluiten op basis van een inadequate berekening van de LS-factor. De verschillen tussen de vlakke gebieden worden verklaard door terechte impactfactoren van de sedimentmodellering. Naast het feit dat het uitsluiten van gebieden op basis van de helling geen adequaat criterium is, heeft een dergelijke uitsluiting als nadeel dat er geen waarden voor sedimentaanvoer op schaal Vlaanderen kunnen worden berekend. Cijfers van slibruimingen van de VMM ondersteunen bovendien de vaststelling dat de sedimentproblematiek ook in vlakke gebieden niet mag onderschat worden (zie 11.7). Ook ander onderzoek (Boardman et al., 2019) stelt dat, in het bijzonder in Noordwest-Europa, connectiviteit minstens even belangrijk is als absolute erosiesnelheden voor wat betreft de off-site effecten van erosie, zoals sedimentaanvoer naar de waterlopen, en dat off-site gevolgen ook vastgesteld worden in gebieden met relatief lage erosiesnelheden.

11.3 EVALUATIE VAN STANDAARDSCENARIO B OP SCHAAL VLAANDEREN

In Tabel 15 en Figuur 19 zijn de resultaten van de modelrun van scenario B voor Vlaanderen te vinden. Het is belangrijk op te merken dat de lichte en donkere kleuren in Figuur 19 toegekend zijn aan respectievelijk scenario B en A. Dat betekent dat de hoeveelheid erosie, depositie en sedimentaanvoer hoger is in scenario B in vergelijking met scenario A. Dit is logisch gezien in scenario B geen erosiebestrijdingsmaatregelen worden meegenomen. Het gesimuleerde verschil is het grootst voor het Demerbekken en Bekken Dijle en Zenne, twee bekkens waar relatief veel maatregelen genomen zijn in het verleden (zie ook Tabel 17, kolom ‘Aantal buffers’, scenario A). Als we de percentuele reductie van scenario A t.o.v. scenario B vergelijken, dan wordt geobserveerd dat de simulatie van de geïmplementeerde maatregelen voor heel Vlaanderen leidt tot een reductie van 25 % van de totale sedimentaanvoer naar waterlopen, grachten en riolering . De grootste absolute reducties worden geobserveerd in de grachten (±76.000 ton), gevolgd door de VHA-waterlopen (57.000 ton) en de riolering (35.000 ton). Dit vertaalt zich naar grote relatieve reducties in de riolering (71 %) en grachten (49 %), en een kleinere relatieve reductie in de waterlopen (13 %).

Tabel 15: Vergelijking tussen scenario A en B voor Vlaanderen. De Δ (%) is berekend t.o.v. scenario A.

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	VHA (ton)	Riolering (ton)	Grachten (ton)	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	VHA (ton)	Riolering (ton)	Grachten (ton)	Δ Erosie (%)	Δ Sedimentatie (%)	Δ VHA (%)	Δ riolering (%)	Δ grachten (%)	Δ totale aanvoer (%)
	Scenario A					**Scenario B**					**Vergelijking scenario B met A (% = $\lvert[1 - \text{scenario B}/\text{scenario A}] * 100\rvert$)**					
Brugse Polders	68.913	49.233	23.286	308	4.801	71.827	50.253	24.729	366	5.877	4	2	6	19	22	9
Gentse Kanalen	67.901	38.544	24.373	262	4.492	70.308	38.348	25.606	337	5.718	4	-1	5	29	27	9
Benedenschelde	148.101	98.024	36.672	3.132	9.850	155.369	97.457	39.980	4.605	12.900	5	-1	9	47	31	16
Bovenschelde	295.960	221.863	46.871	3.808	20.877	316.701	222.721	51.081	5.903	35.499	7	0	9	55	70	29
Demer	560.690	448.264	62.945	13.214	33.002	637.752	478.927	79.780	23.460	53.394	14	7	27	78	62	43
Dender	294.788	229.500	41.495	7.055	16.925	321.350	236.378	47.048	11.549	26.642	9	3	13	64	57	30
Dijle	340.106	275.123	42.057	13.068	8.407	408.277	313.343	54.285	25.804	13.440	20	14	29	97	60	47
IJzer	298.942	190.624	81.174	1.045	24.171	306.080	186.384	85.555	1.431	30.873	2	-2	5	37	28	11
Leie	217.069	156.054	39.658	1.904	18.782	224.904	152.163	41.263	2.537	28.120	4	-2	4	33	50	19
Maas (Oost)	172.128	139.895	18.967	4.244	6.695	182.153	138.653	22.965	6.657	10.050	6	-1	21	57	50	33
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	31.164	15.542	12.445	116	2.866	1	-1	2	15	14	1
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	65.844	38.286	21.199	700	5.425	3	0	5	11	19	8
Voeren	39.757	35.181	3.095	165	918	52.727	45.680	4.283	228	1.874	33	30	38	38	104	27
Vlaanderen	**2.598.955**	**1.936.268**	**452.975**	**48.936**	**155.999**	**2.844.456**	**2.014.134**	**510.221**	**83.692**	**232.677**	9	4	13	71	49	25



Figuur 19: Samenvatting van gesimuleerde tonnages voor erosie, sedimentatie en totale sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen, riolering en grachten voor **scenario B** (*lichte kleuren*). De waarden bekomen voor het **scenario A** (zie sectie 11.1) staan afgebeeld in de *donkere kleuren*.

11.4 STANDAARDSCENARIO C: MAXIMALE EROSIEBESTRIJDING

In een derde scenario worden een aantal deelscenario's gedefinieerd in functie van "maximale erosiebestrijding". Om een inzicht te krijgen in de potentiële reducties van afvoer naar de waterloop werden drie fictieve maatregelen gedefinieerd en geïmplementeerd (met de stand van zaken van het jaar 2018 als vertrekbasis):

- het toepassen van de maatregelen die voorgesteld zijn in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen. De erosiebestrijdingsplannen bevatten een set van geplande, maar (grotendeels) nog niet uitgevoerde maatregelen;
- het toepassen van niet-kerende bodembewerking op een selectie van de meest erosiegevoelige percelen. Er werd geopteerd voor zeer hoog (paars), hoog (rood) en matig (oranje) erosiegevoelige percelen van de potentiële bodemerosiekaart;
- het toepassen van een 20 m brede grasstrook langs de waterloop op de plaatsen waar akkerland gelegen is;
- de drie bovenstaande maatregelen gecombineerd.

Voor de vergelijking wordt scenario A steeds als benchmark gebruikt.

In Tabel 12 zijn de algemene statistieken voor de 13 doorgerekende bekkens in Vlaanderen weergegeven, berekend voor scenario A. Er kan uit de oppervlakten van knelpuntengebieden en

plangebieden, zoals afgebakend in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen, afgeleid worden welk aandeel van het bekken wordt geclassificeerd als een focusgebied voor erosiebestrijding (zie bijvoorbeeld de belangrijke bekkens Bovenschelde, Demer en het Dijle- en Zennebekken).

11.4.1 Scenario C1: uitvoering gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen

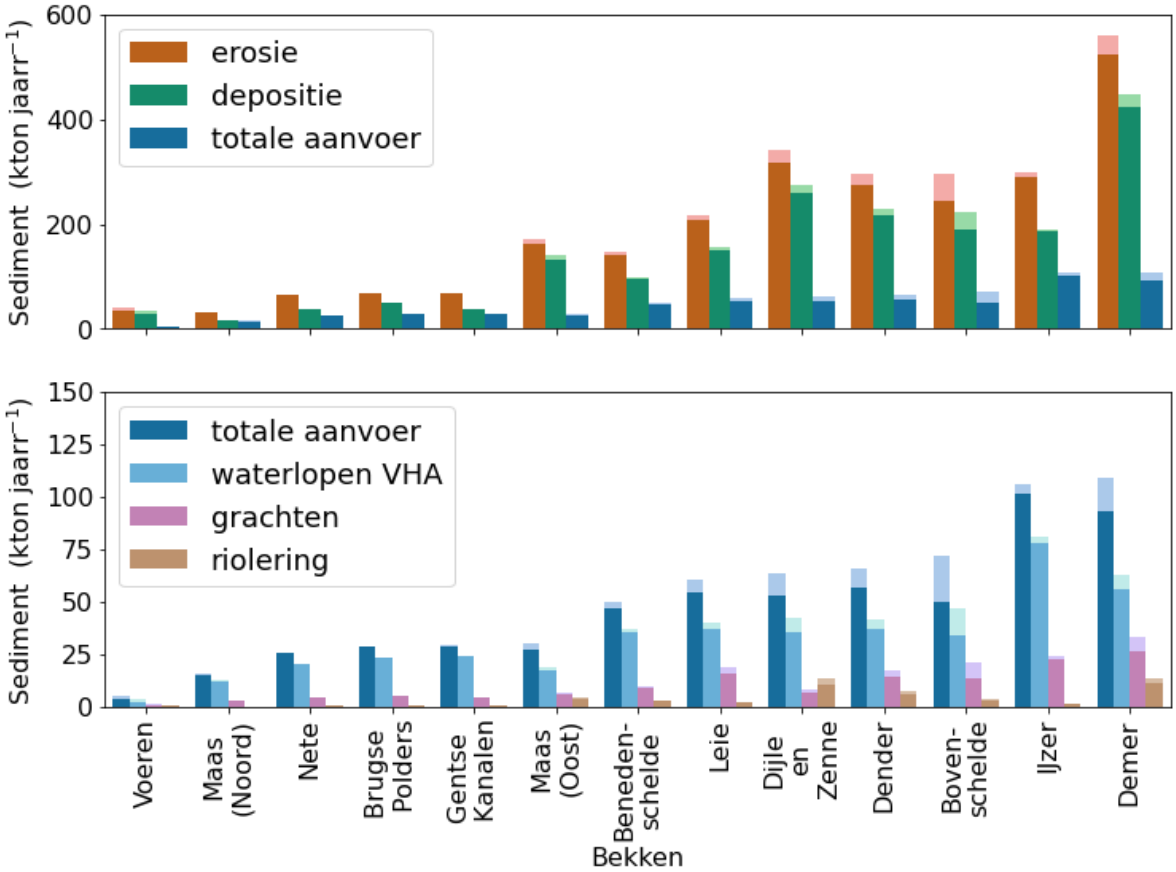
In deze simulatie worden de geplande maatregelen van de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen geïmplementeerd als grasstroken en buffers (zie implementatie buffers, sectie 3.3.2). De maatregelen van de erosiebestrijdingsplannen zijn beschikbaar als lijn- en puntmaatregelen en worden als volgt vertaald naar grasstroken of buffers:

- De lijnmaatregelen van het type 'grasbufferstrook', 'grasgang' en 'klein landschapselement' worden als grasstroken gemodelleerd. Hierbij worden ze omgevormd naar een polygonenlaag. Voor de omzetting van lijnen naar polygonen wordt een buffer van 5 meter rond de lijn aangenomen. Deze polygonen worden naar een raster omgezet door alle pixels die de polygonen raken te classificeren als grasstrook in de CN-WS perceelskaart via het 'all-touched'-algoritme. Voor grasstroken wordt een eigenschap van 20 m als breedte toegekend zodat de C-factor voor deze grasbufferpixels gelijk gesteld wordt aan 0,01 (zie vergelijking (7) met B_{gr}= 20 m en resolutie = 20 m). Met deze aanname wordt ervan uitgegaan dat elke bufferstrook wordt aangelegd met een breedte die een maximaal effect oplevert; in de praktijk zal de optimale breedte van de bufferstrook bepaald worden door de locatie.
- De lijnmaatregelen van het type 'buffergracht' en 'dam' worden gemodelleerd als buffers, evenals de puntmaatregelen van het type 'poel'. Zowel de lijnmaatregelen als de puntmaatregelen worden omgezet naar polygonen, waarbij gewerkt worden met een buffer van 5 meter rond de lijnen en punten. De gevormde polygonen worden vervolgens verrasterd via het 'all-touched- algoritme. De eigenschappen van deze buffers worden bepaald door de waarden te vinden in sectie 3.3.2. De buffers ingetekend in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen werden vergeleken met degene die gerealiseerd werden via beheerovereenkomsten (BO) en het Erosiebesluit, waarbij overlappende buffers werden samengevoegd.

Voor deze simulaties worden de datalagen van de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen gebruikt, gedownload op 10/01/2020 op DOV (dov.vlaanderen.be > Bodem > Bodemerosie > Oplossingsscenario's voor erosieknelpunten). Deze maatregelen worden gedefinieerd als symptoomgerichte maatregelen.

Uit Tabel 16 en Figuur 20 (zie ook Tabel 27 in Appendix B) volgt dat in scenario C1 de reductie van de gesimuleerde sedimentaanvoer naar de rivieren en de eindpunten (grachten en riolering) varieert voor de bekkens tussen 0 en 36 %. De reducties zijn typisch hoog voor bekkens waar veel erosie geobserveerd wordt, en waar een groot aantal gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen zijn uitgewerkt (bijvoorbeeld reductie Bovenscheldebekken 30 %, Demerbekken 14,5 % en Dijle- en Zennebekken 16,8 %). De reductie voor het IJzerbekken is vrij klein (5.153 ton jaar^{-1}, d.i. 4,8 %) in verhouding met de hoeveelheid totale sedimentaanvoer in scenario A (106.366 ton jaar^{-1}). Voor de andere bekkens met een hoge totale afvoer is de procentuele reductie een stuk hoger, meer bepaald in het Bovenscheldebekken, Demerbekken, Denderbekken en Dijle- en Zennebekken. In deze bekkens zijn een groter aantal maatregelen ingepland via de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen dan voor het IJzerbekken (zie ook Tabel 17), niettegenstaande dat het areaal plangebied van het IJzerbekken redelijk groot is (Tabel 12). Finaal wordt er geobserveerd dat de procentuele reductie in de eindpunten, specifiek de grachten, doorgaans groter is dan in de waterlopen, terwijl de absolute reductie vaak het grootst is in de waterlopen (Tabel 16). Dit bevestigt

dat het meenemen van riolering en grachten in de simulaties als eindpunten een belangrijke toegevoegde waarde heeft.



Figuur 20: Vergelijking van **standaardscenario C1** (*donkere kleuren*) met **standaardscenario A** (*lichtere kleuren*). De totale erosie, sedimentatie en sedimentaanvoer zijn weergegeven in de bovenste plot, terwijl de totale sedimentaanvoer en de aanvoer naar de VHA-waterlopen, grachten en riolering zijn aangeduid in de onderste plot.

Tabel 16: Overzicht van resultaten Scenario C1 en de vergelijking met Scenario A.

	Scenario A (ton jaar^{-1})						Scenario C1 (ton jaar^{-1})						Reductie (%)*					
	Erosie	**Depositie**	**VHA**	**Riolering**	**Grachten**	**Totaal**	**Erosie**	**Depositie**	**VHA**	**Riolering**	**Grachten**	**Totaal**	**Erosie**	**Depositie**	**VHA**	**Riolering**	**Grachten**	**Totaal**
Brugse Polders	68.913	49.233	23.286	308	4.801	28.396	68.805	49.199	23.271	304	4.747	28.323	0.2	0.1	0.1	1.3	1.1	0.3
Gentse Kanalen	67.901	38.544	24.342	262	4.492	29.096	67.558	38.394	24.313	254	4.301	28.867	0.5	0.4	0.2	3.1	4.3	0.8
Benedenschelde	148.101	98.024	36.684	3.132	9.850	49.666	141.896	94.009	35.140	2.795	8.929	46.864	4.2	4.1	4.2	10.8	9.4	5.6
Bovenschelde	295.890	221.807	46.852	3.808	20.878	71.539	244.537	189.590	34.213	2.677	13.063	49.953	17.4	14.5	27.0	29.7	37.4	30.2
Demer	560.675	448.256	62.941	13.211	33.006	109.158	524.469	423.131	55.970	10.788	26.576	93.335	6.5	5.6	11.1	18.4	19.5	14.5
Dender	294.787	229.499	41.495	7.055	16.925	65.475	274.039	216.397	36.559	6.070	13.837	56.466	7.0	5.7	11.9	14.0	18.2	13.8
Dijle en Zenne	340.104	275.120	42.057	13.068	8.407	63.533	316.394	260.509	35.553	10.617	6.716	52.887	7.0	5.3	15.5	18.8	20.1	16.8
IJzer	298.943	190.625	81.151	1.045	24.170	106.366	290.355	187.032	77.817	985	22.411	101.213	2.9	1.9	4.1	5.7	7.3	4.8
Leie	217.069	156.054	39.658	1.904	18.782	60.344	206.971	151.114	36.714	1.664	15.638	54.016	4.7	3.2	7.4	12.6	16.7	10.5
Maas (Oost)	172.128	139.894	18.960	4.244	6.695	29.899	163.223	132.866	16.949	3.674	6.130	26.752	5.2	5.0	10.6	13.4	8.4	10.5
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	15.340	30.808	15.758	12.247	101	2.525	14.872	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Voeren	39.755	35.179	3.095	165	918	5.014	34.283	30.161	2.382	164	655	3.201	13.8	14.3	23.0	0.6	28.6	36.2
Vlaanderen	2.598.956	1.936.268	452.976	48.936	155.999	659.214	2.427.217	1.826.434	411.334	40.725	130.077	582.136	6.6	5.7	9.2	16.8	16.6	11.7

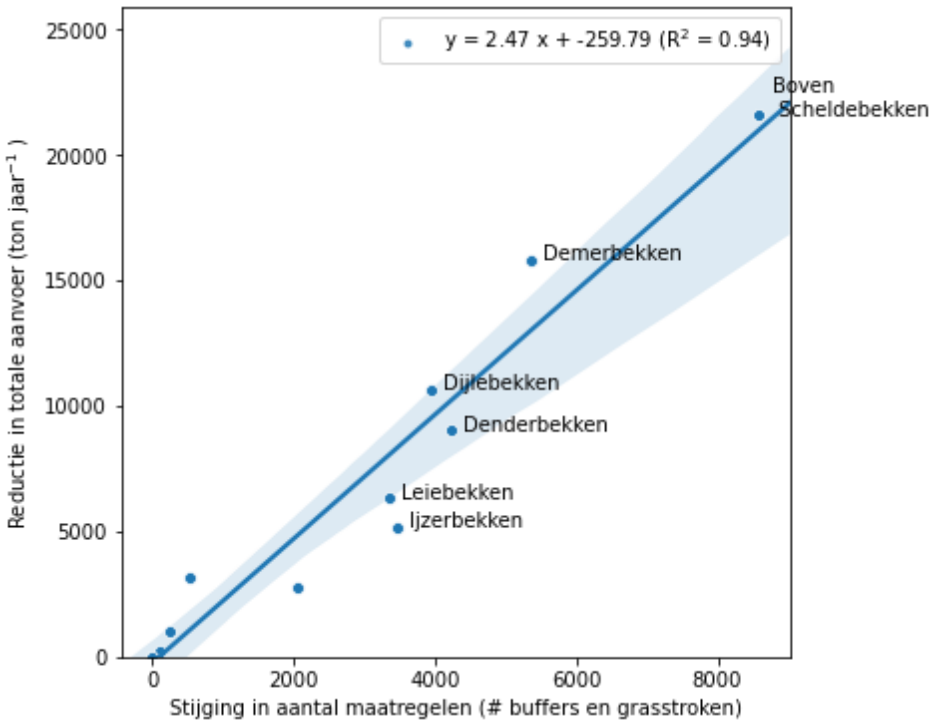
* berekend ten opzichte van scenario A

In Tabel 17 staat voor scenario A en C1een overzicht van de hoeveelheden sediment die in buffers en door grasstroken worden opgevangen. Er wordt zoals verwacht geobserveerd dat de totale hoeveelheid sediment opgevangen door grasstroken en buffers hoger is in scenario C1 dan in scenario A. Over het algemeen wordt een grotere hoeveelheid opgevangen sediment gesimuleerd voor de grasstroken dan voor de buffers omdat in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen het areaal geplande grasstroken veel groter is dan het aantal buffers. Verder is er een sterke relatie tussen het aantal buffers en grasstroken per bekken enerzijds en de reductie van de totale sedimentaanvoer per bekken anderzijds (Figuur 21). De reductie van de totale sedimentaanvoer naar de waterlopen, grachten en riolering verschilt sterk per bekken. Voor heel Vlaanderen wordt de impact van de uitvoering van de grasstroken en buffers, zoals voorgesteld in de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen, geraamd op ca. 77.708 ton per jaar of een reductie van 12% ten opzichte van de huidige sedimentaanvoer.

Tabel 17: Overzicht van de hoeveelheid opgevangen sediment in buffers en in grasstroken voor scenario A en C1

Bekken	Areaal grasstroken (ha)			Opgevangen hoeveelheid in grasstroken (ton jaar^{-1})			Aantal buffers			Opgevangen hoeveelheid in bufferelementen (ton jaar^{-1})			Reductie in totale sedimentaanvoer	
	A	**C1**	**Verschil**	**A**	**C1**	**Verschil**	**A**	**C1**	**Verschil**	**A**	**C1**	**Verschil**	**ton jaar^{-1}**	**%***
Brugse Polders	744	762	18	296	403	107	0	4	4	0	2	2	73	0
Gentse Kanalen	302	330	28	204	422	218	0	18	18	0	35	35	229	1
Benedenschelde	164	435	271	842	4.582	3.739	22	421	399	85	745	661	2.802	6
Bovenschelde	161	1.732	1.572	3.220	39.996	36.776	168	2178	2.010	1.855	4.429	2.575	21.586	30
Demer	2.290	3.758	1.468	27.301	57.944	30.642	159	1613	1.454	1.785	6.720	4.935	15.823	14
Dender	162	996	834	3.541	19.294	15.753	43	772	729	330	1.641	1.311	9.009	14
Dijle en Zenne	1.121	1.946	826	24.521	42.243	17.721	90	818	726	873	2.498	1.625	10.646	17
IJzer	1.364	2.028	664	1.073	7.468	6.395	19	139	120	25	292	267	5.153	5
Leie	79	747	668	943	10.211	9.268	23	556	531	65	1.244	1.179	6.328	10
Maas (Oost)	347	556	210	2.708	9.155	6.447	43	254	211	705	2.032	1.327	3.147	11
Maas (Noord)	68	68	0	26	26	0	0	0	0	0	0	0	468	3
Nete	404	404	0	157	157	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Voeren	95	186	91	2.859	6.265	3.406	7	80	73	21	594	572	1.813	36
Vlaanderen	7.300	13.949	6.649	67.693	198.166	130.473	575	6854	6279	5.743	20.233	14.490	77.078	12

* berekend ten opzichte van scenario A

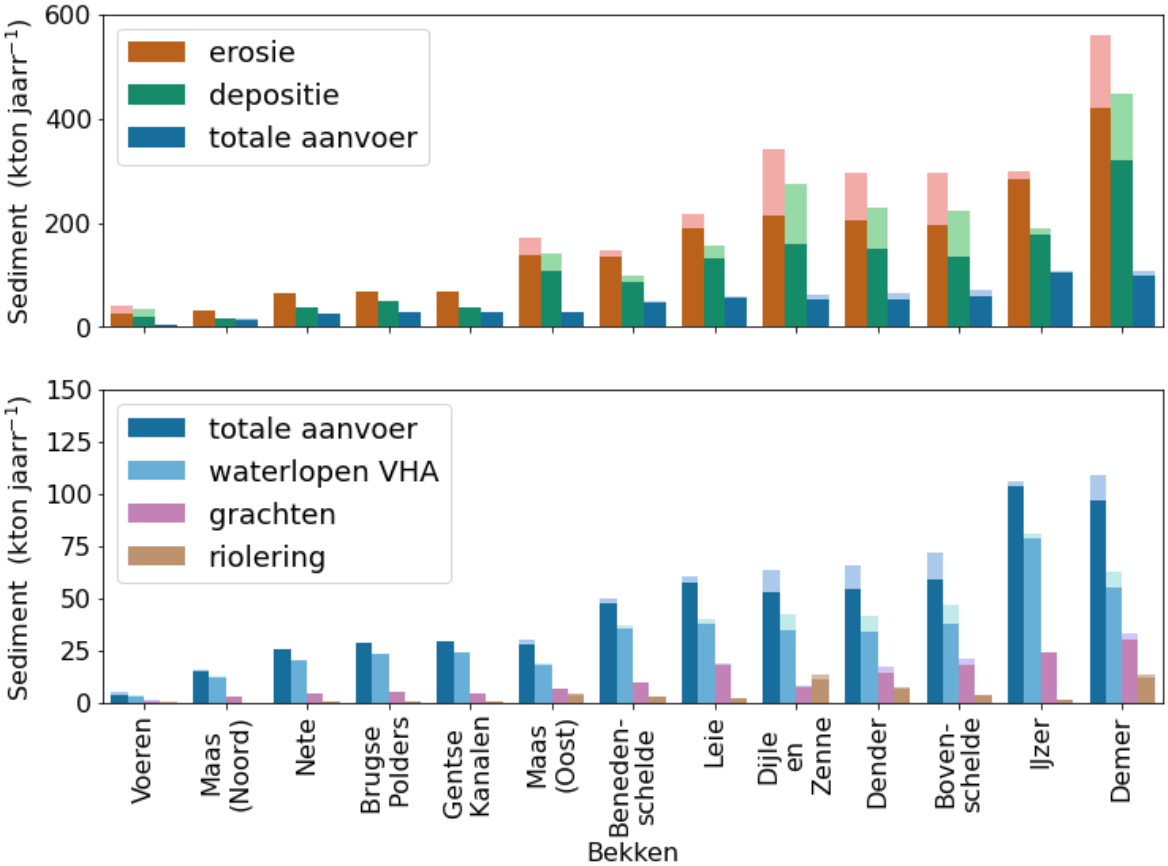


Figuur 21: Illustratie van de relatie tussen de reductie van de totale sedimentaanvoer (ton jaar^{-1}) voor scenario C1 t.o.v. de som van het aantal buffers en het aantal grasstroken (x-as). Elk punt in deze plot stelt één bekken voor zoals gerapporteerd in Tabel 16.

11.4.2 Scenario C2: teelttechnische erosiebestrijdingsmaatregelen

In een tweede scenario wordt onderzocht wat het effect is van de implementatie van niet-kerende bodembewerking, een zeer effectieve teelttechnische maatregel, op de sedimentaanvoer naar waterlopen, grachten en riolering. In dit scenario wordt niet-kerende bewerking gesimuleerd voor de percelen van de klassen 'paars', 'rood' en 'oranje'. De C-factor wordt gereduceerd met 80 % voor de percelen waar niet-kerende bewerking plaatsvindt (zie sectie 3.3.3). Deze maatregelen worden gedefinieerd als brongerichte maatregelen.

In Figuur 22 is de gesimuleerde hoeveelheid erosie, depositie en totale sedimentaanvoer afgebeeld voor scenario C2 (niet-kerende bodembewerking op de meest erosiegevoelige percelen, met name de oranje, rode en paarse percelen) (zie ook Tabel 28, Appendix B). Reducties in de totale aanvoer worden vooral geobserveerd voor de bekkens Dijle en Zenne, Dender, Bovenschelde en Demer. Dit zijn geografisch de zones waar de meeste oranje, rode en paarse percelen gelegen zijn (zie Tabel 18). De grote procentuele reducties in totale sedimentaanvoer gaan gepaard met een groter aandeel oranje, rode en paarse percelen. Een opvallende outlier is de Voerstreek, waar 78 % van de percelen geclassificeerd is als oranje, rode en paarse percelen. De procentuele reducties in sedimentaanvoer zijn daar relatief laag. Dit is echter te wijten aan het feit dat de algemene C-factor gesimuleerd voor dit gebied relatief laag ligt bij scenario A doordat een groot deel van het areaal weiland is (zie Tabel 12, 40 %). Grotere absolute reducties in totale sedimentaanvoer in scenario C2 worden typisch gekenmerkt door een groter verschil tussen de hoeveelheden erosie en depositie in vergelijking met scenario A (zie kolommen 'Verschil tussen erosie en depositie (ton jaar^{-1})'. Deze analyse toont aan dat preventieve brongerichte maatregelen op de akkers een groot effect hebben op zowel de netto erosie en de netto depositie als de totale sedimentaanvoer. Dergelijke brongerichte maatregelen beschermen zowel de bodemkwaliteit als het watersysteem.



Figuur 22: Vergelijking van **standaardscenario C2** (*donkere kleuren*) met **standaardscenario A** (*lichtere kleuren)***.*** De totale erosie, sedimentatie en sedimentaanvoer zijn weergegeven in de bovenste plot, terwijl de totale sedimentaanvoer en de sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen, grachten en riolering zijn aangeduid in de onderste plot.

Tabel 18: Resultaten scenario C2. Oppervlakte percelen niet-kerende bewerking (= erosiegevoelige percelen, hier gedefinieerd als oranje. rode en paarse percelen), de hoeveelheid erosie en depositie (ton jaar^{-1}) en de reductie in totale aanvoer.

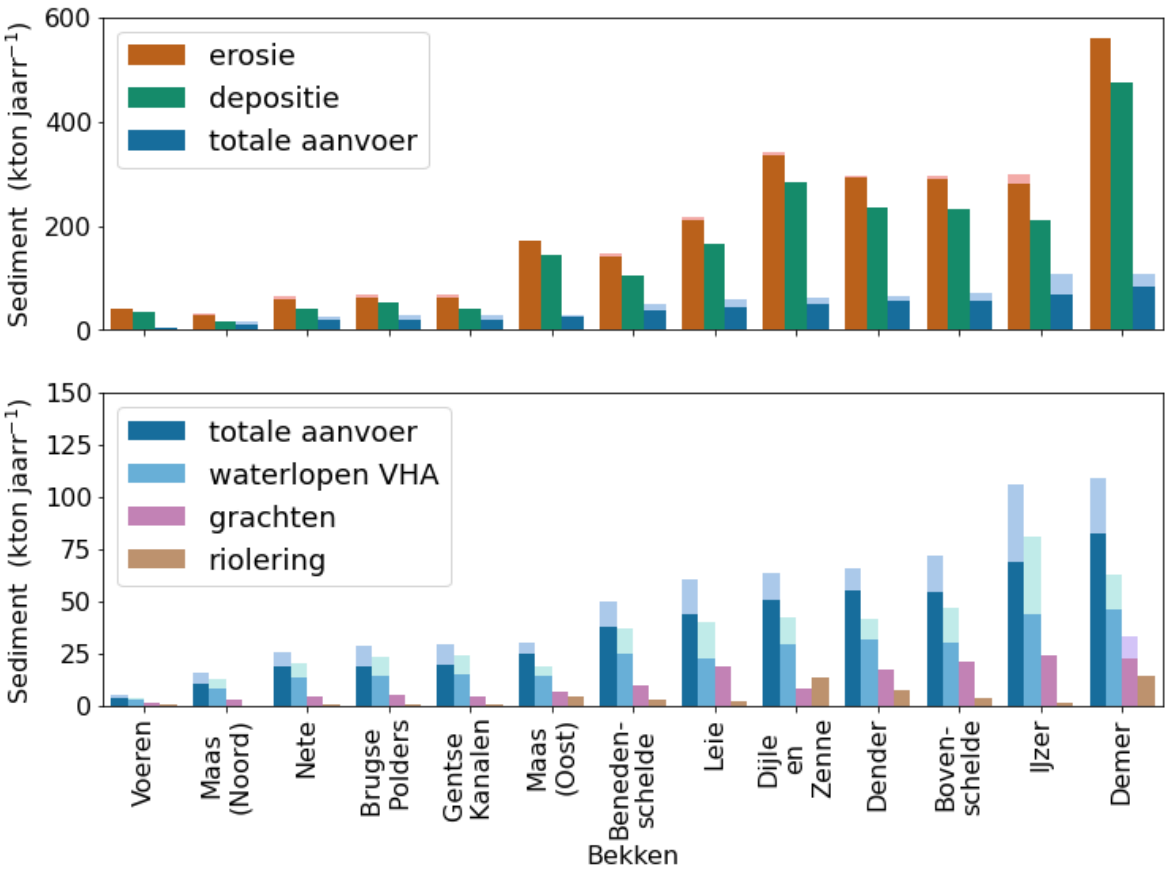
Bekken	**Areaal (ha)**		**Erosie (ton jaar^{-1})**			**Depositie (ton jaar^{-1})**			**Verschil tussen erosie en depositie (ton jaar^{-1})**			**Reductie in totale sedimentaanvoer**	
	Erosiegevoelige percelen	Percelen	A	C2	Verschil (%)	A	C2	Verschil (%)	A	C2	Verschil	ton jaar^{-1}	%*
Brugse Polders	35	63,203	68.913	68.904	0	49.233	49.224	0	19.680	19.680	0	1	0
Gentse Kanalen	54	54,097	67.901	67.769	0	38.544	38.444	0	29.357	29.325	32	32	0
Benedenschelde	2,115	62,375	148.101	134.663	9	98.024	86.512	12	50.077	48.151	1.926	1896	4
Bovenschelde	11,632	35,565	295.890	196.899	33	221.807	136.102	39	74.083	60.797	13.286	12663	18
Demer	18,807	90,966	560.675	420.451	25	448.256	320.405	29	112.419	100.046	12.373	12061	11
Dender	14,064	36,982	294.787	204.615	31	229.499	150.341	34	65.288	54.274	11.014	11156	17
Dijle en Zenne	13,249	39,321	340.104	214.056	37	275.120	160.170	42	64.984	53.886	11.098	10943	17
IJzer	2,394	103,356	298.943	282.426	6	190.625	176.947	7	108.318	105.479	2.839	2807	3
Leie	4,100	56,266	217.069	190.113	12	156.054	132.053	15	61.015	58.060	2.955	2906	5
Maas (Oost)	3,714	45,951	172.128	138.158	20	139.894	108.199	23	32.234	29.959	2.275	2056	7
Maas (Noord)	0	33,881	30.808	30.808	0	15.758	15.758	0	15.050	15.050	0	468	3
Nete	23	63,443	63.880	63.866	0	38.273	38.265	0	25.607	25.601	6	6	0
Voeren	2,632	3,361	39.755	25.103	37	35.179	21.024	40	4.576	4.079	497	1269	25
Vlaanderen	72.819	688.767	2.598.955	2.037.831	22	1.936.266	1.433.444	26	662.688	604.387	58.301	58263	9

* procentueel ten opzichte scenario A

11.4.3 Scenario C3: oeverstroken

In een derde scenario wordt onderzocht wat het effect is van het aanleggen van oeverstroken op akkerlandpercelen langs de rivieren en grachten, opgenomen in de VHA. In dit scenario wordt een buffer rond de VHA-segmenten bepaald met een breedte van 20 m. Concreet wordt de VHA-lijn omgevormd naar een polygoon met een breedte van 40 m, zodat een grasstrook gesimuleerd wordt aan beide zijden van de waterloop. De breedte van 20 m is de theoretische breedte om de impact van oeverstroken maximaal in te schatten; in de praktijk zal de noodzakelijke breedte van oeverstroken afhangen van de terreinsituatie. Vervolgens wordt de intersectie bepaald tussen de akkerpercelen (enkel percelen met landgebruik akkerland!) en deze oeverstroken-shape om de oeverstroken te selecteren die op akkerland gelegen zijn. Vervolgens worden deze polygonen naar een raster omgezet via het all-touched algoritme. Voor de bepaling van de C-factor van deze pixels wordt een breedte van 20 m verondersteld zodat de C-factor voor deze grasbufferpixels gelijk gesteld wordt aan 0,01 (zie vergelijking (7) met B_{gr}= 20 m en resolutie = 20 m). In het vervolg van deze tekst worden deze grasbufferstroken benoemd als *oeverstroken*. Deze maatregelen worden geclassificeerd onder symptoomgerichte maatregelen.

Het toepassen van scenario C3 leidt tot een grote reductie - in absolute en relatieve termen - van de totale sedimentaanvoer (zie Figuur 23, Tabel 19 en Tabel 20, alsook Tabel 29 in Appendix B). De procentuele reductie van de totale sedimentaanvoer per bekken varieert tussen de 15 % (Dender) en 35 % (IJzerbekken), met reducties die vaak boven de 20 % liggen. De bekkens Gentse Kanalen, Brugse Polders en het IJzerbekken kennen de grootste procentuele reducties (> 30 %). Dit zijn bekkens met een grote rivierdensiteit en een relatief groot akkerlandareaal (zie Tabel 12). Bekkens met een lage rivierdensiteit en een relatief klein aandeel akkerland kennen de laagste procentuele reducties. Typisch worden de grootste reducties geobserveerd in de sedimentaanvoer naar de VHA, wat logisch is gezien de grasbufferstroken enkel langs deze waterlopen gesimuleerd worden.(Figuur 23). Een belangrijke observatie is dat de hoeveelheid erosie slechts licht gedaald is (op schaal Vlaanderen. 2,5 % t.o.v. scenario A) terwijl de hoeveelheid depositie is gestegen (6 % op schaal Vlaanderen). Het grootste verschil tussen de hoeveelheid depositie wordt geobserveerd voor het IJzerbekken. Het is belangrijk om op te merken dat deze maatregelen erosie niet veel verminderen. maar wel de hoeveelheid depositie langs de waterlopen verhogen, in tegenstelling tot scenario C2 waar zowel erosie en depositie sterk dalen. Dit type maatregelen is dan ook zeer symptoomgericht en draagt niet bij tot het behoud van de bodemkwaliteit op de akkers.



Figuur 23:Vergelijking van **standaardscenario C3** (*donkere kleuren)* met **standaardscenario A** (*lichtere kleuren)*. De totale erosie, sedimentatie en sedimentaanvoer zijn weergegeven in de bovenste plot, terwijl de totale sedimentaanvoer en de sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen, grachten en riolering zijn aangeduid in de onderste plot.

Tabel 19: Resultaten scenario C3

Bekken	Erosie (ton jaar^{-1})			Depositie (ton jaar^{-1})			Verschil tussen erosie en depositie (ton jaar^{-1})			Reductie in totale aanvoer	
	A	C3	Verschil (%)	A	C3	Verschil (%)	A	C3	Verschil	ton jaar^{-1}	%*
Brugse Polders	68.913	63.438	5.475	49.233	53.119	3.887	19.680	10.318	9.362	9.300	33
Gentse Kanalen	67.901	61.988	5.913	38.544	42.071	3.527	29.357	19.917	9.440	9.413	32
Benedenschelde	148.101	141.743	6.359	98.024	103.790	5.766	50.077	37.953	12.125	12.112	24
Bovenschelde	295.890	289.680	6.210	221.807	232.451	10.644	74.083	57.228	16.854	16.814	24
Demer	560.675	560.132	544	448.256	474.420	26.165	112.419	85.712	26.708	26.662	24
Dender	294.787	291.381	3.407	229.499	236.220	6.721	65.288	55.160	10.128	10.023	15
Dijle en Zenne	340.104	335.064	5.040	275.120	282.827	7.707	64.984	52.237	12.747	12.682	20
IJzer	298.943	281.762	17.180	190.625	211.336	20.712	108.318	70.426	37.892	37.684	35
Leie	217.069	209.649	7.419	156.054	165.497	9.443	61.015	44.152	16.863	16.839	28
Maas (Oost)	172.128	170.461	1.667	139.894	143.042	3.148	32.234	27.419	4.815	4.781	16
Maas (Noord)	30.808	28.661	2.147	15.758	18.026	2.269	15.050	10.635	4.416	4.882	32
Nete	63.880	60.509	3.371	38.273	41.394	3.121	25.607	19.115	6.492	6.483	26
Voeren	39.755	39.623	132	35.179	35.314	134	4.576	4.309	267	1.101	22
Vlaanderen	2.598.954	2.534.091	64.865	1.936.266	2.039.510	103.242	662.688	494.582	168.107	168.774	26

* procentueel ten opzichte scenario A

Tabel 20: Resultaten scenario C3. Overzicht van de hoeveelheid opgevangen sediment in buffers en in grasstroken voor scenario A en C3

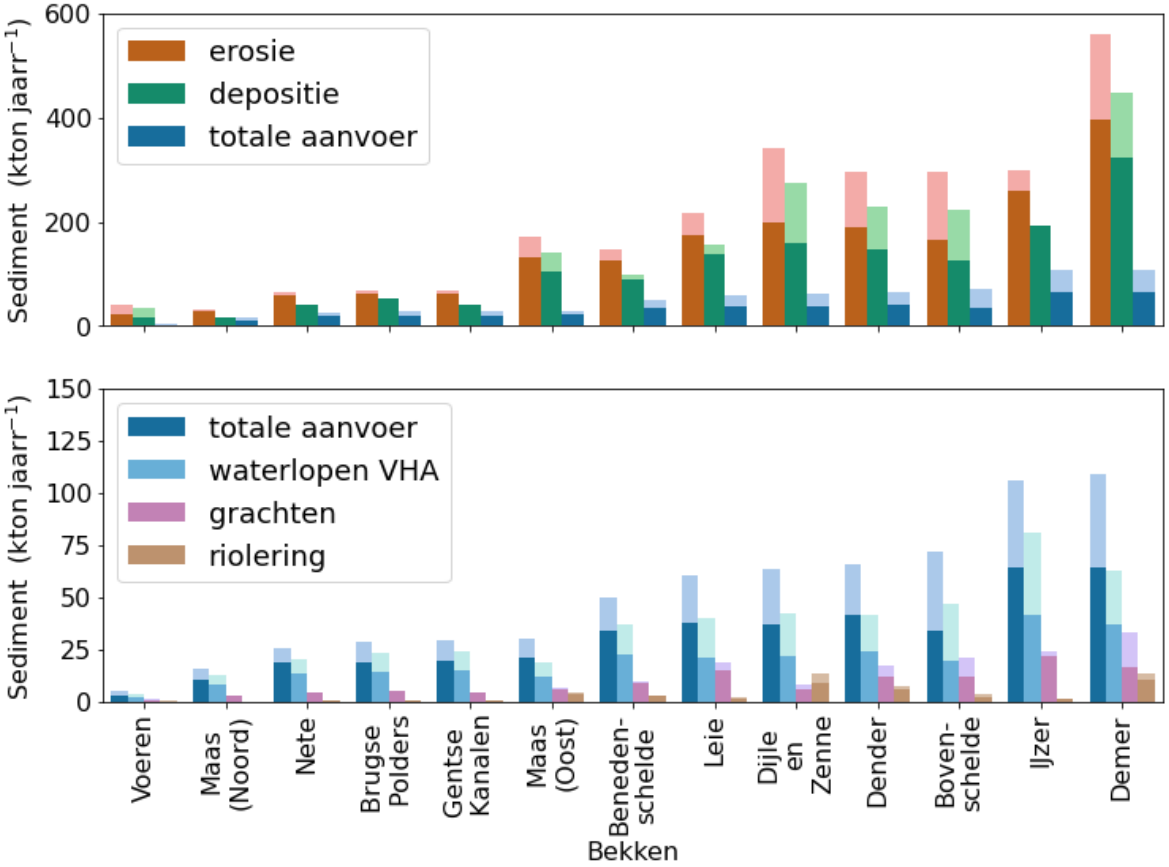
Bekken	Areaal grasstroken (ha)							Opgevangen hoeveelheid in grasstroken (ton jaar^{-1})					Reductie in totale afvoer			
	A	C3	C1	Verschil C3-A	Verschil C1-A	Verschil C3-A (%)*	Verschil C1-A (%)*	A	C3	C1	Verschil C3-A	Verschil C1-A	C3-A (ton jaar^{-1})	C3-A (%)	C1-A (ton jaar^{-1})	C1-A (%)
Brugse Polders	22.756	24.986	22.770	2.230	15	10	0	342	2.894	434	2.552	92	9.300	33	73	0
Gentse Kanalen	16.215	18.483	16.242	2.268	27	14	0	248	2.258	506	2.010	258	9.413	32	229	1
Benedenschelde	29.215	31.273	29.457	2.058	242	7	1	525	4.752	4.552	4.227	4.028	12.112	24	2.802	6
Bovenschelde	10.950	11.825	12.312	875	1.363	8	12	2.497	13.894	33.651	11.397	31.154	16.814	24	21.586	30
Demer	44.547	45.736	45.747	1.189	1.201	3	3	20.287	35.532	46.936	15.245	26.649	26.662	24	15.823	14
Dender	17.998	18.352	18.680	354	682	2	4	3.455	10.587	16.406	7.132	12.951	10.023	15	9.009	14
Dijle en Zenne	17.904	18.770	18.610	866	706	5	4	16.899	25.990	32.665	9.091	15.766	12.682	20	10.646	17
IJzer	24.499	28.826	25.108	4.327	609	18	2	1.595	20.286	7.550	18.691	5.956	37.684	35	5.153	5
Leie	15.889	17.396	16.486	1.507	598	9	4	583	9.338	9.008	8.755	8.425	16.839	28	6.328	10
Maas (Oost)	14.777	15.469	14.978	692	201	5	1	2.808	6.053	8.123	3.245	5.315	4.781	16	3.147	11
Maas (Noord)	10.016	11.112	10.016	1.096	0	11	0	29	1.731	29	1.702	0	4.882	32	468	3
Nete	27.798	29.420	27.798	1.622	0	6	0	148	2.376	148	2.228	0	6.483	26	0	0
Voeren	2.119	2.123	2.187	4	68	0	3	1.983	2.213	4.204	230	2.221	1.101	22	1.813	36
Vlaanderen	254.683	273.771	260.391	19.084	5.712	7	2	51.399	137.904	164.212	86.505	112.815	168.774	26	77.078	12

* berekend ten op zichte van .areaal grasstroken scenario A

11.4.4 Scenario C4: maximale erosiebestrijding

In scenario C4 wordt een combinatie uitgewerkt van de drie bovenstaande scenario's: zowel de maatregelen van de gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen, niet-kerende bodembewerking op de meest erosiegevoelige percelen als oeverstroken worden geïmplementeerd. Dit scenario is een voorstelling van een vorm van 'maximale erosiebestrijding'. Het is belangrijk om de resultaten van dit en bovenstaande scenario's als een relatieve vergelijking te beschouwen ten opzichte van het standaardscenario (scenario A). Het maximale scenario hoeft niet in zijn totaliteit uitgevoerd te worden om tot het maximale effect te komen, gezien bepaalde maatregelen inwisselbaar zijn. Anderzijds is een verder uitbreiding van dit 'maximale scenario' mogelijk via bijvoorbeeld het toevoegen van extra symptoomgerichte maatregelen, het uitbreiden van de oppervlakte waarop niet-kerende bodembewerking wordt toegepast of het bijkomend aanleggen van oeverstroken langs grachten van het GRB.

In Figuur 24 en Tabel 21 is een samenvatting van de resultaten van scenario C4 te vinden (alsook Tabel 30 in Appendix B). Voor alle bekkens worden grote relatieve reducties in de sedimentvracht gesimuleerd. Op de schaal van Vlaanderen wordt een reductie van één derde van de totale aanvoer ingeschat. In de bekkens met heuvelachtige gebieden (vb. Demer, Bovenschelde) wordt een groter reductie in de hoeveelheid erosie en depositie geobserveerd, terwijl in de vlakkere gebieden een beperktere reductie in erosie wordt geobserveerd en een stijging in de hoeveelheid depositie. Dit laatste zorgt ervoor dat de reductie van de totale sedimentaanvoer in de vlakke gebieden ook relatief hoog ligt.



Figuur 24: Vergelijking van **standaardscenario C4** (*donkere kleuren*) met **standaardscenario A** (*lichtere kleuren)*. De totale erosie, sedimentatie en sedimentaanvoer zijn weergegeven in de bovenste plot, terwijl de totale sedimentaanvoer en de sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen, grachten en riolering zijn aangeduid in de onderste plot.

Tabel 21: Resultaten scenario C4

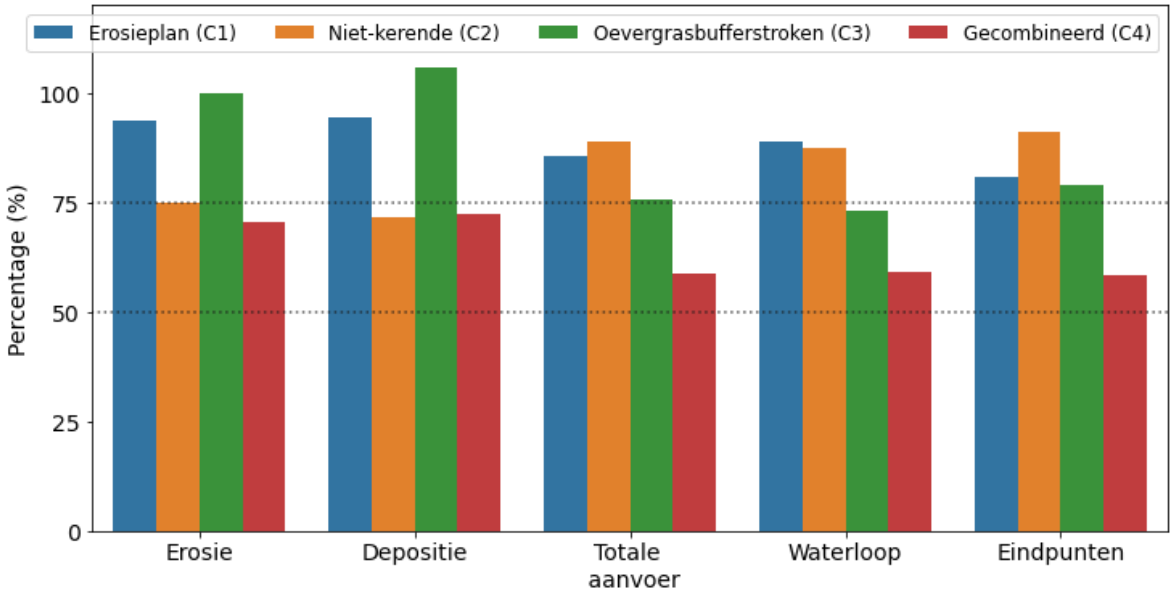
	Scenario A (ton jaar^{-1})						Scenario C4 (ton jaar^{-1})						Reductie (%)					
	Erosie	Depositie	Waterloop	Riolering	Grachten	Totaal	Erosie	Depositie	Waterloop	Riolering	Grachten	Totaal	Erosie	Depositie	Waterloop	Riolering	Grachten	Totaal
Brugse Polders	68.913	49.233	23.286	308	4.801	28.396	63.322	53.075	13.962	305	4.760	19.026	8	-8	0	1	1	33
Gentse Kanalen	67.901	38.544	24.373	262	4.492	29.096	61.528	41.819	14.890	254	4.304	19.448	9	-8	0	3	4	33
Benedenschelde	148.101	98.024	36.672	3.132	9.850	49.666	124.361	89.409	22.664	2.718	8.759	34.141	16	9	4	13	11	31
Bovenschelde	295.960	221.863	46.871	3.808	20.877	71.539	163.836	126.253	19.569	2.387	11.863	33.819	45	43	27	37	43	53
Demer	560.690	448.264	62.945	13.214	33.002	109.158	394.669	323.523	37.138	10.735	16.275	64.149	30	28	11	19	51	41
Dender	294.788	229.500	41.495	7.055	16.925	65.475	189.978	147.532	23.960	5.528	12.057	41.545	36	36	12	22	29	37
Dijle en Zenne	340.106	275.123	42.057	13.068	8.407	63.533	197.906	158.384	22.074	9.072	5.891	37.038	42	42	15	31	30	42
IJzer	298.942	190.624	81.174	1.045	24.171	106.366	258.753	192.424	41.400	974	22.100	64.474	13	-1	4	7	9	39
Leie	217.069	156.054	39.658	1.904	18.782	60.344	175.487	136.525	20.667	1.627	15.154	37.448	19	13	7	15	19	38
Maas (Oost)	172.128	139.895	18.967	4.244	6.695	29.899	130.634	106.116	12.160	3.388	5.812	21.361	24	24	11	20	13	29
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	15.340	28.661	18.026	7.827	101	2.530	10.458	7	-14	0	0	0	32
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	60.495	41.386	13.717	626	4.557	18.900	5	-8	0	1	0	26
Voeren	39.757	35.181	3.095	165	918	5.014	21.524	17.991	2.059	105	615	2.778	46	49	23	36	33	45
Vlaanderen	2.598.955	1.936.268	452.975	48.936	155.999	659.214	1.871.157	1.452.463	252.088	37.819	114.677	404.584	28	25	9	23	26	39

* procentueel ten opzichte scenario A

In Figuur 25 is de relatieve verhouding ten opzichte van het scenario A afgebeeld (y = percentage t.o.v. van scenario A, x = variabele). Er wordt voor scenario C1 een kleine procentuele reductie waargenomen in zowel de hoeveelheid erosie als depositie (respectievelijk 6,4 en 5,6 %), terwijl de procentuele reductie in de totale sedimentaanvoer een stuk groter is (14 %). De verhouding tussen de hoeveelheid depositie en erosie is gelijk aan 80,7 % in scenario C1, terwijl dit voor scenario A gelijk is aan 79,9 %. De totale absolute reductie van de totale afvoer is gelijk aan 15.823 ton jaar^{-1}, wat op de schaal van het Demerbekken - op jaarbasis - in absolute termen een vrij grote reductie in sedimentvracht is.

De gesimuleerde reductie door de implementatie van niet-kerende bewerking (C2) voor oranje, rode en paarse akkerlandpercelen in de totale sedimentaanvoer is gelijk aan 11 %, en ligt dus in dezelfde orde als voor scenario C1. Hier ligt de hoeveelheid erosie en depositie echter een stuk lager, respectievelijk 25 en 28,5 %.De verhouding tussen de hoeveelheid depositie en erosie is gelijk aan 76,2 %.

In scenario C3 wordt een grote reductie van de totale sedimentaanvoer gesimuleerd (24%). In dit scenario wordt verondersteld dat er tussen de VHA-waterlopen en akkerland telkens een oeverstrook geïmplementeerd wordt. De hoeveelheid erosie is niet gereduceerd (0,1 %), terwijl de hoeveelheid depositie gestegen is met 6 %.Deze stijging is te wijten aan het vele sediment dat in de oeverstroken wordt tegengehouden. De verhouding tussen de hoeveelheid depositie en erosie is bijgevolg ook een stuk gesteken ten opzichte van scenario A (tot 85 % t.o.v. 79,9). Deze stijging in hoeveelheid reflecteert zich in de reductie van de totale hoeveelheid sedimentaanvoer. Het verschil tussen hoeveelheid erosie en depositie voor dit scenario is gelijk aan ca. 85×10^3 ton jaar^{-1}, terwijl dit voor scenario C1 en C2 beide gelijk is aan ca. 100×10^3 ton jaar^{-1}. Voor scenario A is dit gelijk aan ca. 110×10^3 ton jaar^{-1}.



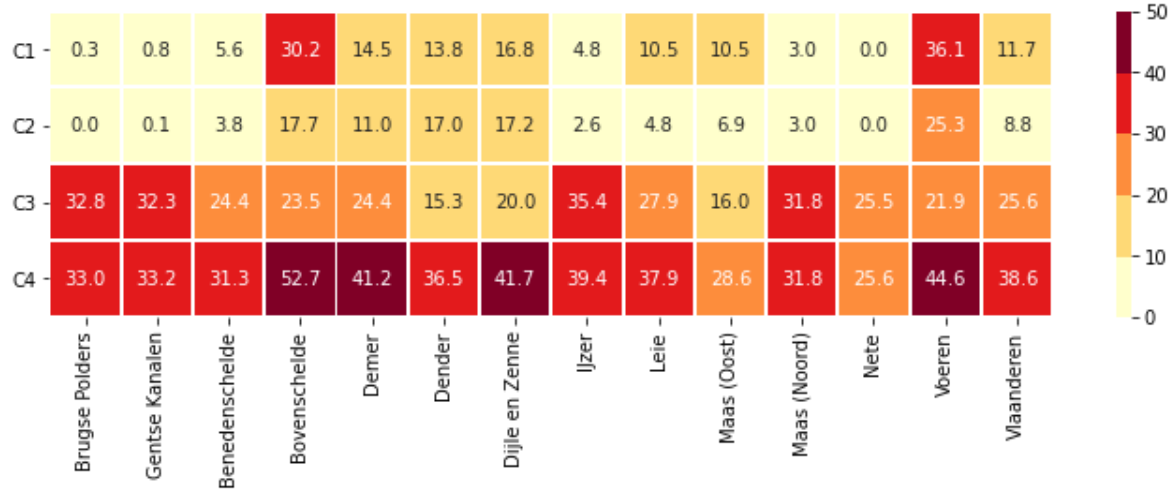
Figuur 25: Overzicht van de procentuele verhouding per klasse in scenario C t.o.v. scenario A voor het Demerbekken.

Voor scenario C4 wordt een grote reductie geobserveerd in de hoeveelheid erosie en depositie (respectievelijk 29,6 en 27,8 %), gelijkaardig aan scenario C2. In dit scenario is het verschil tussen

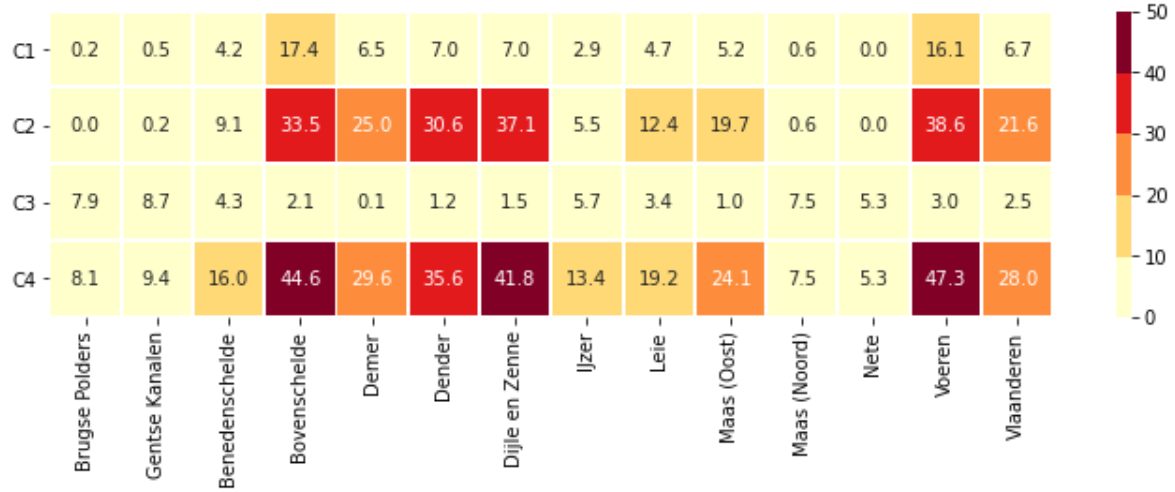
depositie en erosie het laagst: ca. 71×10^3 ton jaar^{-1}. Dit reflecteert zich in een grote reductie van de sdimentaanvoer naar VHA-waterlopen, grachten en riolering.

In Figuur 26 is een synthese van de resultaten van scenario's C1 tot en met C4 (y-as) te vinden. De procentuele reductie van de totale sedimentaanvoer (subplot A), erosie (subplot B) en depositie (subplot C) (op de z-as) per bekken en voor volledig Vlaanderen (x-as) is afgebeeld op deze figuur. Algemeen wordt gesteld dat de reductie van de totale sedimentaanvoer voor scenario C3 het grootst is (geen rekening houdend met het samenvattend scenario C4). Het scenario C1 volgt op scenario C3 en in scenario C2 worden de laagste procentuele reducties gesimuleerd. Er is een verschil in reductie per geografische eenheid. Met ander woorden, de reducties variëren in functie van het bekken en het gekozen C-scenario. De simulaties suggereren dat de implementatie van symptoomgerichte maatregelen leiden tot de hoogste reducties van de sedimentaanvoer (scenario C1 en C3). Echter, het is belangrijk op te merken dat het verschil in reductie tussen scenario C1 en scenario C2 op schaal Vlaanderen maar 3 % bedraagt. In dit geval kan gesteld worden dat het scenario C2 gunstiger is, gezien deze aanpak zowel on-site als off-site effecten van bodemerosie reduceert. De implementatie van de symptoomgerichte maatregelen (C1 en C3) vermindert slechts in beperkte mate on-site erosie, maar reduceert wel de off-site effecten.

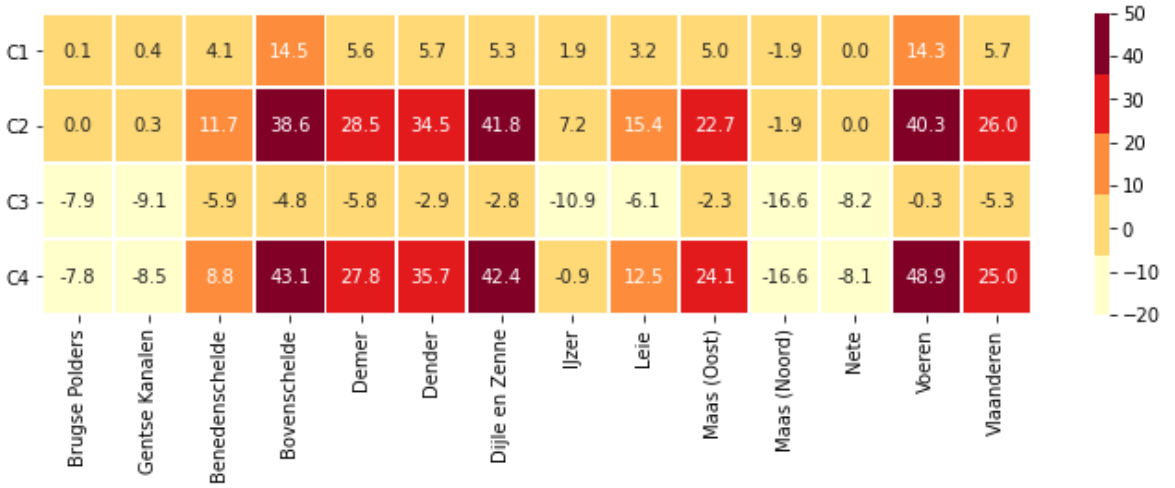
(A) Totaal sedimentaanvoer



(B) Erosie



(C) Depositie

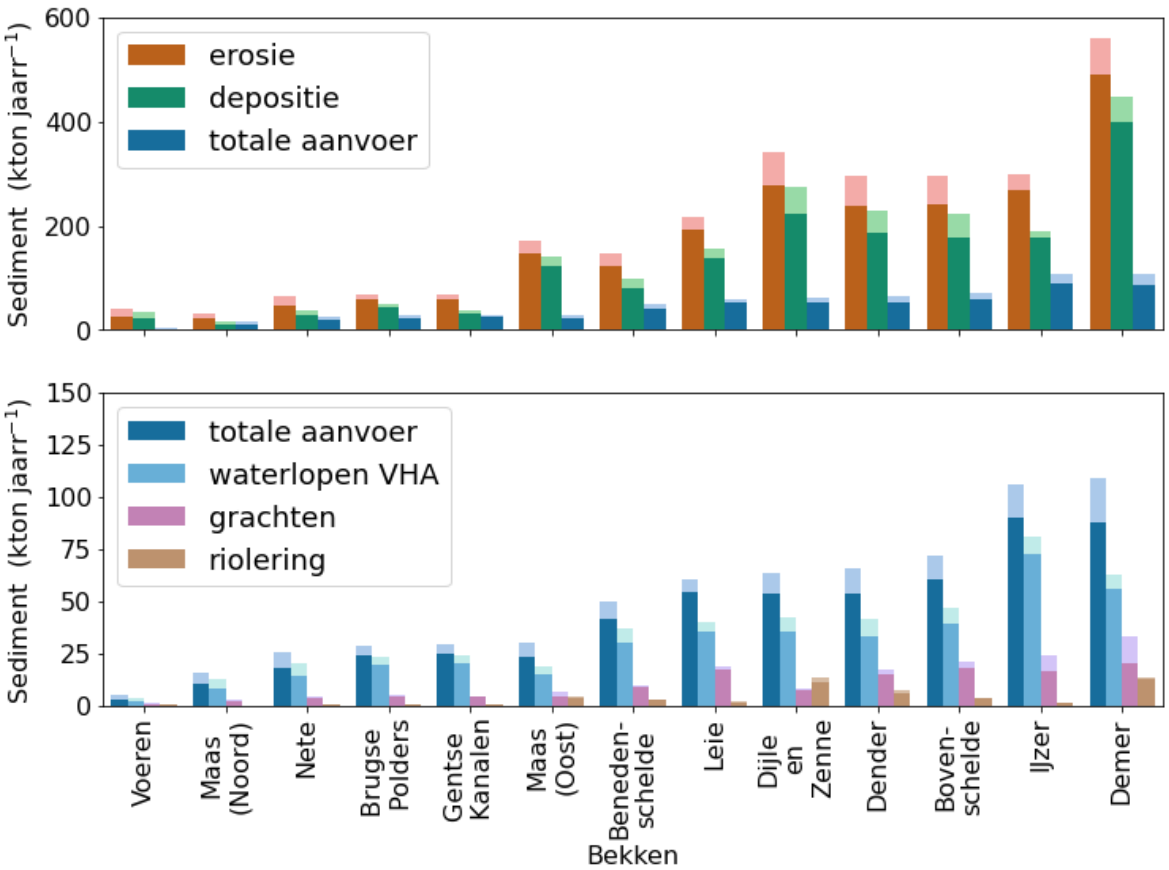


Figuur 26: Procentuele reducties van de totale sedimentaanvoer (A), erosie (B) en depositie (C) (t.o.v. scenario A) voor scenario's C1 tot en met C4 voor de 13 bekkens. De reducties voor Vlaanderen zijn berekend door de totale sedimentaanvoer voor alle bekkens op te tellen en deze te vergelijken.

11.5 EVALUATIE VAN STANDAARDSCENARIO D OP SCHAAL VLAANDEREN

De resultaten van de berekening voor Vlaanderen voor het standaardscenario D, gedefinieerd in sectie 5.7.4, worden afgebeeld in Figuur 27 (en Tabel 31, appendix B). Bij dit scenario worden de reële teelten en teeltpraktijken in een bepaald jaar mee in rekening gebracht. Hiervoor werd de C-factorenkaart gebruikt, die werd opgesteld in het kader van de erosierisico-indicator (Swerts et al., 2020). Bij de bepaling van deze C-factoren werd rekening gehouden met de hoofdteelt, voor- en nateelten, beheerovereenkomsten en teelttechnische maatregelen die op paarse en rode percelen in het kader van de randvoorwaarden erosie van het Gemeenschappelijk Landbouwbeleid (GLB) verplicht zijn. Voor wat betreft de maatregelen in het kader van de randvoorwaarden werden aannames van toepassingsgraden gebaseerd op de monitoringresultaten van het departement Landbouw en Visserij, waarna de maatregelen gerandomiseerd werden toegekend aan landbouwpercelen, rekening houdend met teelten en erosieklasse. Deze randomisatie heeft tot gevolg dat de modelresultaten van dit scenario enkel geschikt zijn voor de inschatting van reducties van sedimentaanvoer op grote schaal en niet voor detailanalyses van kleine gebieden.

Er wordt geobserveerd dat de hoeveelheid erosie verlaagt ten opzicht van standaardscenario A, alsook het aandeel sedimentatie. Dit leidt tot een lagere gesimuleerde sedimentaanvoer naar de VHA, riolering en grachten, die gesommeerd voor alle bekkens 17 % bedraagt. De sedimentaanvoer voor het bekken in Voeren is ongeveer 48% lager, terwijl dit voor het Leiebekken slechts 10% bedraagt. Deze resultaten tonen aan dat het gebruik van jaarafhankelijke condities een effect heeft op de resultaten. Daarbij wordt het belangrijk om de toestand in functie van de jaren te evalueren.



Figuur 27: Samenvatting van gesimuleerde tonnages voor erosie, sedimentatie en totale sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen, grachten en riolering voor **scenario D** (*donkere kleuren*) en van **scenario A** (zie sectie 11.1) (*lichtere kleuren*).

11.6 VERGELIJKING MET LITERATUURWAARDEN

De CN-WS modelresultaten van standaardscenario D worden in deze sectie vergeleken met de resultaten van oudere versies van het WaTEM/SEDEM model, gerapporteerd in het MIRA rapport (Beel et al., 2006) en de studie van Verbist et al. (2004b).

Er wordt gekozen om scenario D met het MIRA rapport te vergelijken omdat de C-factoren gebruikt in dit scenario het nauwst aansluiten bij de C-factoren gebruikt in de doorrekening in het MIRA rapport. Er zijn echter een aantal belangrijke verschillen tussen de inputdata en parameters die gebruikt zijn voor scenario D en voor het MIRA rapport:

1. In de oudere versie van WaTEM/SEDEM werd een digitaal hoogtemodel van de KU Leuven gebruikt dat een afgeleide is van het originele hoogtemodel van het NGI. De hoogtewaarden in dit DTM werden geschat door de gescande hoogtelijnenkaarten op schaal 1:50.000 te interpoleren (Van Rompaey et al., 2000) (zie ook sectie 3.1).
2. De perceelskaart is op een andere wijze opgesteld. Het is echter onduidelijk welke specifieke databronnen gebruikt werden om de perceelskaart voor de simulaties van het oude WaTEM/SEDEM model op te bouwen. Er is echter wel geweten dat de oude perceelskaart significant verschilt van de nieuwe CN-WS perceelskaart gebruikt in dit project.
3. De perceelsconnectiviteit in het oude model werd gelijkgesteld aan 90 en 25 % voor akkerland en bos/weide (Beel et al. (2006)). In CN-WS worden parameterwaarden van 90

en 30 % gebruikt voor akkerland en bos/weide. De parcel trapping efficiency voor akkerland, en bos/weide zijn voor beide modellen gelijk aan elkaar (respectievelijk 0 en 75 %).

4. Er werd een R-waarde gebruikt van 880 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $jaar^{-1}$, terwijl in dit rapport 1250 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $jaar^{-1}$ gebruikt wordt.
5. In het LS-model (nieuwe model) wordt Desmet en Govers (1996) voor de L-factor en Nearing (1997) voor de S-factor gehanteerd. In het oude model (Beel et al., 2006) werden McCool et al. (1987) en McCool et al. (1989) gebruikt voor de berekeningen van LS.
6. Modelleren van eindpunten (grachten en riolering) werd in het oude model niet meegenomen.
7. De gekalibreerde kTC-waarden zijn verschillend en het verschil hangt af van de gekozen modelinput, modelstructuur en parameters hierboven beschreven.

In Tabel 22 zijn de gemodelleerde hoeveelheden erosie, depositie en sedimentaanvoer naar de VHA-waterlopen (ton.$jaar^{-1}$) te vinden voor scenario D, enerzijds, en het scenario in het MIRA rapport, anderzijds. In deze tabel staan enkel de bekkens gerapporteerd met een vergelijkbare oppervlakte. Het is belangrijk om aan te duiden dat de erosie, depositie en rivier massabalans voor het oude model sluitend is omdat alle sediment het domein verlaat via de rivier. In het nieuwe model kan het sediment ook via eindpunten, buffers en de randen van het modeldomein het rivierbekken verlaten. Dat zorgt ervoor dat de hoeveelheden aanvoer naar de rivier voor het model verhoudingsgewijs ten opzichte van de hoeveelheid erosie lager liggen bij het nieuwe CN-WS model. Er wordt geobserveerd in Tabel 22 dat de hoeveelheid erosie en depositie een stuk hoger ligt voor het IJzerbekken, het Leiebekken, het Maasbekken (Noord) en het Netebekken bij het nieuwe model. Dit leidt ertoe dat de afgevoerde hoeveelheden in de rivier voor deze bekkens – ondanks de andere manieren voor aanvoer – een stuk hoger ligt in de nieuwe simulaties. Er wordt ook geobserveerd dat de aanvoer naar de rivier een stuk lager ligt in het scenario D (t.o.v. resultaten Beel et al., 2006) voor het Denderbekken, terwijl de hoeveelheden erosie en depositie vergelijkbaar zijn. Een groot aandeel van deze aanvoer wordt opgevangen in riolering en grachten (± 20 000 ton).

Tabel 22: Referentiescenario bodemerosie in Vlaamse rivierbekkens (2005) (Beel et al., 2006).

Bekken	Erosie (ton)		Depositie (ton)		Rivier (ton)		Riolering	Grachten
	Scenario D	Beel et al. (2006)	Scenario D	Beel et al. (2006)	Scenario D	Beel et al. (2006)	Scenario D	Scenario D
Dender	239.373	238.854	185.499	178.664	33.298	60.190	5.860	14.622
IJzer	267.355	127.866	176.169	91.605	72.561	36.261	935	16.618
Leie	194.103	144.635	139.168	111.728	35.559	32.907	1.588	17.170
Maas (Noord)	21.478	6.789	11.074	4.272	8.421	2.571	73	1.777
Maas (Oost)	147.076	133.756	121.876	84.961	15.307	48.795	3.713	4.160
Nete	46.343	20.188	27.934	13.838	14.391	6.349	446	3.397

De resultaten op schaal Vlaanderen worden ook vergeleken met de resultaten gepubliceerd door Verbist et al. (2004b). In de studie van Verbist et al. (2004b) worden volgende verschillen met de huidige studie geïdentificeerd:

- Er werd een R-factor van 700 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $jaar^{-1}$ gehanteerd.
- De C-factoren werden gedefinieerd in functie van de gewassen. De uitwerking van Verbist et al. (2004a) werd gebruikt om deze waarden te definiëren.
- De LS-factor werd bepaald met de lokale helling, terwijl dit in deze studie via de helling is van het afstromingsalgoritme.

Verder wordt verondersteld dat de perceelskaart definitie en het hoogtemodel van het MIRA-rapport werden gebruikt (Beel et al., 2006) (KU Leuven). De resultaten van het totale bodemverlies en de aanvoer naar de rivier worden gegeven in Tabel 23 (depositie staat niet gerapporteerd). Er wordt verondersteld dat dezelfde bekkens zijn doorgerekend omdat de naamgeving van de bekkens in scenario D en Verbist et al. (2004b) gelijk zijn.

De hoeveelheid erosie is voor de bekkens Brugse Polders, Gentse Kanalen en Bovenschelde, gelijkaardig, terwijl voor de andere bekkens de hoeveelheid vaak een stuk hoger ligt voor scenario D. Daarbij wordt geobserveerd dat de hoeveelheid erosie gesimuleerd met scenario D voor het Denderbekken en in beperkte mate ook het Maasbekken gelijk is aan dat van de simulaties in Beel et al. (2006). De aanvoer naar de rivier is op zijn beurt gelijk voor het Demerbekken, Denderbekken, Dijle- en Zennebekken en Maasbekken (scenario D en Verbist et al. (2004b)). Ook hier is het IJzerbekken tot op een bepaalde niveau de uitzondering; de aanvoer ligt een pak hoger voor scenario D in vergelijking met de simulaties van Verbist et al. (2004b) en Beel et al. (2006). Verder is het opvallend dat er ook een groot verschil is tussen de resultaten van Verbist et al. (2004b) en Beel et al. (2006).

De waarden gerapporteerd in dit rapport vallen ook in dezelfde grootteorde als de waarden gerapporteerd door Gobin *et al.* (2005) op schaal Vlaanderen. Er wordt echter wel opgemerkt – gelijkaardig aan hierboven beschreven – dat de verschillen tussen de erosie en sedimentaanvoer naar de rivier per bekken sterk kunnen verschillen. Het is onduidelijk welke versie van WaTEM/SEDEM gebruikt werd voor de berekening van de waarden.

De vergelijking toont aan dat de verschillen tussen de modellen afhankelijk zijn van de outputvariabelen en het bekken dat wordt onderzocht. Algemeen wordt opgemerkt dat de aanvoer naar de rivier gesimuleerd met het nieuwe CN-WS model (scenario D) in de vlakke gebieden een pak hoger ligt dan voor de twee andere modellen. Finaal wordt vastgesteld dat het uitwerken van een gestandaardiseerde dataverwerking zeer belangrijk is om resultaten goed te kunnen vergelijken.

Tabel 23: Vergelijking van resultaten Vlaanderen met Verbist et al. (2004b).

	Erosie (ton/jaar)			Sedimentaanvoer rivier (ton/jaar)		
	Verbist et al. (2004b)	**Beel et al. (2006)**	**Scenario D**	**Verbist et al. (2004b)**	**Beel et al. (2006)**	**Scenario D**
Brugse Polders	59.677		59.382	6.989		19.475
Gentse Kanalen	48.349		58.010	4.638		20.385
Benedenschelde	44.210		122.199	7.737		30.287
Bovenschelde	246.164		240.228	58.194		39.363
Demer	294.717		491.286	53.759		55.576
Dender	152.320	238,854	239.373	34.155	60,190	33.298
Dijle en Zenne	188.399		278.832	31.402		35.617
IJzer	157.977	127,866	267.355	32.833	36,261	72.561
Leie	129.296	144,635	194.103	24.643	32,907	35.559
Maas	114.927	140,545	168.554	26.082	51,366	23.728
Nete	21.388	20,188	46.343	3.570	6,349	14.391
Voeren			26.177			1.774
Vlaanderen	1.457.426		2.191.843	284.002		382.012

11.7 VERGELIJKING MET SEDIMENTMETINGEN EN -RUIMINGEN IN DE WATERLOPEN

Het doel van deze sectie is om sedimentmetingen en ruimingsgegevens te vergelijken met de resultaten van het scenario van het CN-WS model dat het meest aansluit bij de situatie tijdens de meetperiode (pycnws versie 0.3.0, pre-release, resolutie 20 m). Het is belangrijk om aan te duiden dat deze analyse is bedoeld ter evaluatie en geen strikt numerieke modelvalidatie is, gezien de hoeveelheid gegevens beperkt is en het CN-WS model niet alle processen – die de sedimentdoorvoer op een bepaalde locatie in de waterloop mee bepalen (vb. stroomopwaartse sedimentatie in de rivier, oevererosie,...) - meeneemt.

Er wordt enerzijds gefocust op hellende gebieden en anderzijds ook op vlakke gebieden. In het verleden zijn nog geen evaluaties in de vlakkere gebieden gebeurd, mede omdat andere processen in deze gebieden mee het geobserveerde sedimenttransport in de rivier bepalen en sedimentmetingen en ruimingen hierdoor geen zuivere weerspiegeling zijn van de sedimentaanvoer ten gevolge van bodemerosie. Voor de vergelijking in vlakke gebieden wordt gebruik gemaakt van geruimde slibhoeveelheden ter evaluatie van de grootteorde van de gemodelleerde sedimentaanvoer.

Enkele stroomgebieden uit het sedimentmeetnet (VMM, 2021) werden niet gebruikt ter kalibratie van het model (Deproost et al., 2018), omdat de tijdsreeksen onvoldoende lang waren op het moment van de kalibratie of omdat het stroomgebied te groot is, waardoor sedimentatie en erosie in de waterloop een verschil veroorzaken tussen de sedimentaanvoer naar de waterloop en de bemeten vracht in de waterloop. Op basis van de verzamelde gegevens omtrent sedimentatie in de waterloop werd de gemeten sedimentvracht vergeleken met de gemodelleerde sedimentaanvoer.

11.7.1 Hellende gebieden

Voor de hellende gebieden zijn er data beschikbaar van in totaal vijf meetlocaties van de VMM die niet opgenomen zijn in de kalibratie van het model. Meer details over deze meetlocaties zijn terug te vinden in het rapport van de Vlaamse Milieumaatschappij (2021). Tabel 24 geeft een overzicht van deze meetlocaties met de gemiddelde bemeten jaarvracht en de gemodelleerde sedimentaanvoer. De gemodelleerde jaarvracht is berekend op basis van de gemiddelde R factor in de bemeten periode en het gemiddelde jaartal.

Algemeen wordt geobserveerd dat de gemodelleerde hoeveelheid sedimentaanvoer een stuk hoger is dan de geobserveerde sedimentvracht. Het is belangrijk om te vermelden dat de geobserveerde hoeveelheid de getransporteerde sedimentvracht is, m.a.w. dat er dus een groot verschil bestaat tussen de hoeveelheid sediment die wordt aangevoerd naar de rivier en de hoeveelheid die getransporteerd wordt via de waterloop (invloed van sedimentatie in de rivier, overstromingsgebieden, etc.). Dat is één van de belangrijkste verklaringen voor het grote verschil dat geobserveerd wordt. Zo werd op basis van metingen op verschillende locaties op de Dijle geschat dat 30% van de sedimentvracht in de Dijle (1e cat onbevaarbare waterloop) bezinkt in de overstromingsgebieden, de sedimentvang te Egenhoven of sedimenteert in de waterloop zelf VMM (2020). Ook in het stroomgebied van de Herk, Maarkebeek en Langegracht zijn er significante sedimentafzettingen die het verschil tussen de bemeten vracht in de waterloop en de gemodelleerde sedimentaanvoer grotendeels kunnen verklaren. Ter hoogte van het meetpunt

Rattepoel is de bemeten en gemodelleerde vracht wel zeer goed vergelijkbaar. In dit kleine stroomgebied zijn dan ook geen belangrijke sedimentatiezones.

In absolute waarden vindt de grootste sedimentatie plaats in overstromingsgebieden en de waterloop zelf (o.a. in de sedimentvangen), maar ook in de grachten en de riolering is er een aanzienlijke bezinking. Op basis van het WEISS model (VMM, 2014) wordt geschat dat voor de bemeten stroomgebieden (Tabel 24) 30 tot 75% van het sediment dat in de riolering terechtkomt, finaal in de waterloop toekomt.

Daarnaast speelt ook de neerslagerosiviteit (R) tijdens de meetperiode een belangrijke rol. Gay et al. (2014) toonde aan dat een minimale tijdsreeks van 18 jaar noodzakelijk is om een variantie lager dan 10% op de bemeten jaarvrachten te bekomen omwille van de variatie is neerslagevents. In tabel 24 staat de gemiddelde R-factor voor de bemeten jaren vermeld op basis van de pluviograaf dichtst bij het meetpunt (Waterinfo.be). De gemodelleerde aanvoer is berekend met deze R-factor. Indien de standaard R-factor van 1250 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $jaar^{-1}$ zou gehanteerd worden, zou het model nog hogere waarden aangeven. Echter de afgelopen jaren kende Vlaanderen een aantal zeer droge jaren, wat ook weerspiegeld wordt in de R-factor en de bemeten sedimentvrachten (VMM, 2021).

Tabel 24: Overzicht van de gemeten (VMM meetstation) en gemodelleerde (scenario D, jaartal en R-factor op basis van het gemiddelde tijdens de meetperiode, CN-WS, resolutie 20, pycnws versie 0.3.0) sedimenthoeveelheid in de rivier. -De aanvoer naar de eindpunten (grachten en riolering) wordt gedefinieerd volgens de definities in sectie 3.4.

	Meting			Model			
	Oppervlakte stroomgebied (ha)	**Sediment-meetnet VMM (ton/jaar)**	**Meetperiode**	**Jaar doorrekening model**	**gemiddelde R-factor meetperiode**	**Aanvoer naar waterloop (VHA, ton/jaar)**	**Aanvoer naar eindpunten (ton/jaar)**
Maarkebeek	5.009	6.201	2005-2020	2013	970	6.293	3.738
Herk	10.717	2.109	2006-2020	2013	1020	3.962	4.293
Dijle	32.165	5.336	2016-2019	2018	819	5.373	5.729
Langegracht	843	421	2016-2019	2018	911	710	124
Rattepoel	68	194	2019	2019	713	165	19

11.7.2 Vlakke gebieden

Voor de onbevaarbare waterlopen in de vlakkere gebieden zijn er geen metingen van sedimentvrachten beschikbaar. Er zijn wel gegevens beschikbaar van de hoeveelheid geruimd slib (zie Tabel 25, Tabel 26, Tabel 27 en Tabel 28). Deze duiden aan dat er toch een relatief groot volume slibruiming is. Communicatie met de waterbeheerders leert dat de oorzaken van de sedimentlast te wijten zijn aan enerzijds oevererosie, maar anderzijds ook aan erosie op de nabijgelegen landbouwpercelen. Dit laatste is vaak het gevolg van het niet respecteren van de 1 meterafstand tot de waterloop, wat ook op luchtfoto's geobserveerd wordt. Daarenboven wordt er vaak tot in de beek geploegd of bevinden zich sleuven naar de gracht of waterloop om de akkers sneller te draineren.

De waterlopen van de Brugse Polders worden gekenmerkt door een grote slibafzetting. Omwille van het zeer lage debiet in de waterlopen van de Polders en de grote zandfractie in het sediment (zwaardere fractie, dus hogere bezinkingssnelheid), zal het grootste deel van het sediment lokaal

bezinken wat tot grote hoeveelheden te ruimen slib leidt. Tabel 25 geeft een overzicht van de grootste geruimde slibhoeveelheden van de afgelopen jaren in het Bekken van de Brugse Polders op de 1e categorie onbevaarbare waterlopen. In totaal werd de afgelopen 20 jaar meer dan 58.000 m³ geruimd door de VMM in dit bekken.

Tabel 25 Overzicht geruimde slibvolumes (m³) afgelopen jaren op de 1e categorie onbevaarbare waterlopen in het bekken van de Brugse Polders.

Waterloop	Periode	Slibvolume geruimd (m³)
Isabellavaart	2011-2012	16.000
Zwinnevaart	2010-2012	13.200
Noordede	2015	15.200
Rivierbeek	2012-2013	13.000
Kerkebeek	2008-2020	4.000

Ook het IJzerbekken ondervindt veel aanslibbing. Op eerste categorie onbevaarbare waterlopen werden de afgelopen jaren verschillende grote ruimingen uitgevoerd (Tabel 26). Daarnaast wordt er een beduidende hoeveelheid sediment afgezet in het natuurgebied de Blankaart, waardoor om de zes jaar slibruimingen noodzakelijk zijn.

Tabel 26 Overzicht geruimde slibvolumes (m³) afgelopen jaren op de 1e categorie onbevaarbare waterlopen in het bekken van de IJzer.

Waterloop	Periode	Slibvolume geruimd (m³)
Gauweloze Kreek	2013	18.100
Sluiskreek	2016	9.100
Kamerlingsgeleed	2015-2018	7.100
Provinciegeleed	2012	9.800
Grote Beverdijkvaart	2013-2014	46.200
Ieperlee	2004 en 2014	17.200 en 10.000
Poperingevaart	2012	10.300

Een overzicht van de grootste geruimde volumes in de bekkens van de Gentse Kanalen en Benedenschelde zijn weergegeven in tabel 4 en 5.

Tabel 27 Overzicht geruimde slibvolumes (m³) afgelopen jaren op de 1e categorie onbevaarbare waterlopen in het bekken van de Gentse Kanalen.

Waterloop	Periode	Slibvolume geruimd (m³)
Zwartesluiswatergang	2013	17.600
Zuidlede	2006 - 2009 - 2017	66.700 - 13.400 - 13.900
Lieve	2008	27.600
Caelene	2008	29.000
Kanaal van Stekene	2005	64.000

Tabel 28 Overzicht geruimde slibvolumes (m³) afgelopen jaren op de 1e categorie onbevaarbare waterlopen in het bekken van het Benedenscheldebekken.

Waterloop	Periode	Slibvolume geruimd (m³)
Antitankkanaal	2010-2018	117.000
Groot Schijn	2005-2017	42.000
Grote Molenbeek-Vliet	2010-2016	39.800

Zielbeek	2016	12.100

In opdracht van de VMM werd de afgelopen jaren het meeste slib geruimd in het Benedenscheldebekken (>590.000 m³), gevolgd door het IJzerbekken (>249.000 m³), het bekken van de Gentse Kanalen (>235.000 m³) en het Dijle- en Zennebekken (>230.000 m³). In het Maasbekken werd in de periode 2007- 2018 57.000 m³ geruimd, voornamelijk de Mark kent een grote aanslibbing.

Bovenstaande cijfers tonen aan dat er wel degelijk een grote hoeveelheid sediment geruimd wordt in vlakke gebieden. Het is echter moeilijk om op basis van de huidige gegevens een causaal verband af te leiden met de hoeveelheid gemodelleerde erosie/sedimentaanvoer naar de waterloop. Zoals vermeld in sectie 11.2 is de connectiviteit met de waterloop een belangrijke factor voor de bepaling van deze sedimenttoevoer, dewelke hier door observaties van de waterloopbeheerders bevestigd wordt. Echter, daarenboven bepalen de processen van oevererosie en sedimentatie in de rivier in belangrijke mate de sedimentvrachten en de in de rivier afgezette slibhoeveelheden (dewelke niet noodzakelijk overeenkomen met de geruimde hoeveelheden). Om een goede inschatting te verkrijgen van de link tussen de geruimde hoeveelheid en de aangevoerde hoeveelheid is er enerzijds een sediment–transportmodel nodig en anderzijds bijkomende metingen die de hoeveelheid sedimentaanvoer per jaar bepalen.

12 DISCUSSIE

Het doel van deze studie was om het CN-WS model te optimaliseren en te operationaliseren voor het gebruik als diagnostische tool in het bodem- en waterbeleid. Het huidige model is enerzijds ontwikkeld om een inzicht te krijgen in de processen die tot erosie en sedimenttransport leiden, en anderzijds om een inzicht te krijgen in het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen op deze processen. Hierdoor kunnen verschillende managementscenario's met elkaar worden vergeleken.

Het huidige model is in staat inzicht te brengen in waar erosie optreedt en hoe sediment kan afstromen naar de waterloop. Op dit moment kunnen deze processen geanalyseerd worden op een resolutie van 20 meter en op jaarbasis. De RUSLE vergelijking beschrijft de processen belangrijk voor het potentieel bodemverlies: de invloed van regenval; begroeiing, bodemstructuur en lokale helling. Het proces van sedimenttransport wordt bepaald door dit potentieel bodemverlies, de transportcapaciteit - een maat voor hoeveel sediment kan getransporteerd worden stroomafwaarts -, topografische kenmerken (vb. bermen, dijken), riolering en grachten, grasstroken en andere bufferelementen en de spatiale verdeling van het landgebruik. Het is belangrijk op te merken dat volgende processen niet zijn meegenomen in de WaTEM/SEDEM-module van CN-WS:

- overlopen van grachten;
- transport in grachten en riolering;
- sedimentatie op wegen;
- transport langs microtopologische elementen;
- sedimenttransport in de rivier;
- oevererosie.

Dit kan ervoor zorgen dat de transportvectoren – in gebieden waar deze processen en elementen belangrijk zijn – niet volledig correct worden gesimuleerd.

Er zijn twee voorname bronnen van informatie die de validiteit van het model ondersteunen: data en expertkennis. In eerste instantie is het model gekalibreerd op basis van sedimentmetingen in waterlopen en bufferbekkens. In deze kalibratie werden de transportcoëfficiënten van het model afgeleid aan de hand van jaargemiddelde sedimentaanvoeren, dit voor een aantal bekkens (Deproost et al., 2018). Het is van zeer groot belang om te vermelden dat dus enkel in deze gebieden de jaargemiddelde toestand is gekalibreerd met metingen. Daarnaast is er gebruik gemaakt van expertkennis om de processen in bepaalde studiegebieden te evalueren (hoofdstuk 9). Daar zijn specifiek sterktes en zwaktes geïdentificeerd. De rol van de DOV Sedimentverkenner is om deze sterktes en zwaktes verder te identificeren met behulp van terreinexperten. Verder moet onderzocht worden of er innovatieve meetmethodes ter beschikking zijn om kalibratie en validatie te ondersteunen. De auteurs van dit rapport benadrukken dat het model vooral gebruikt kan worden om scenario's relatief met elkaar te vergelijken (diagnostische analyse), en niet om exacte kwantitatieve voorspellingen te doen.

Om beleidsmakers te ondersteunen om een inzicht te krijgen in de rol van CN-WS wordt verwezen naar Grimm et al. (2020). Deze publicatie begeleidt beleidsmakers om het gebruik van simulatiemodellen, zoals CN-WS, te evalueren met behulp van drie vragen: wat is het doel van het model, wat is de organisatie en wat is het bewijs voor het model.

In deze opdracht zijn een aantal belangrijke stappen gezet in de technische ontwikkeling van het Vlaamse erosie- en sedimentmodel CN-WS. Met behulp van state-of-the-art GIS-verwerking en de ontwikkeling van een Python-pakket is er een grote stap voorwaarts gezet in het verzamelen, verwerken en standaardiseren van bron- en inputdata. Een tweede belangrijke stap voorwaarts is het optimaliseren van de Pascal-code van WaTEM/SEDEM. Niet alleen zijn er enkele bugs verwijderd uit de code, ook is de berekeningswijze vereenvoudigd, en zijn de berekeningsalgoritmes geoptimaliseerd, resulterend in snellere berekeningen. Een volgende stap is het uitschrijven van documentatie en handleidingen voor het python pakket. Een belangrijke bereikte milestone is het publiek stellen van de CN-WS documentatie (https://cn-ws.github.io/cn-ws). Toekomstige ontwikkelingen moeten zich focussen op het modulair ontwikkelen van de CN-WS code, zodat de koppeling van het CN-WS met andere modellen (zoals waterkwaliteitsmodellen, nutriëntmodellen, …) efficiënter, gestructureerder en sneller kan verlopen. Niet alleen zijn deze toekomstige verbeteringen nodig voor snellere berekeningen, maar moeten ze ook duidelijke modelcommunicatie faciliteren.

In de huidige modeluitwerking is de verwerking van de inputdata voor de riolering en grachten geoptimaliseerd. In dit model worden zowel grachten als riolering geïmplementeerd als eindpunten voor sedimenttransport (met het gebruik van een efficiëntie). Een potentiële verbetering van de modellering kan bekomen worden door te bepalen in welke mate het WEISS-model kan gebruikt worden om te bepalen hoeveel sediment via de riolering uiteindelijk in de waterloop terechtkomt. Ook is er nood aan modellen die het sedimenttransport in waterlopen en grachten kunnen simuleren om een beeld te krijgen van de verdere doorstroming van het sediment.

Verder moet het concept van sedimentatie in bebouwde context herbekeken worden. Nu wordt sedimentatie op wegen (infrastructuurpixels) te weinig in rekening gebracht. Een mogelijk verbetering kan de introductie zijn van een kTC-waarde (vergelijking 2) voor infrastructuur. Dit definieert het transport van sediment via infrastructuur. Eén groot nadeel aan het gebruik van deze methodiek is het gebrek aan data om deze waarde af te lijnen. Dit betekent dat de parameter geschat moet worden met behulp van een kalibratie. Dit is echter geen optie gezien het aantal datapunten (<30) te laag is om drie parameters te kalibreren om geen overfitting te garanderen (Jehn et al., 2019). Ook hier is het belangrijk om te onderzoeken of meer data en expertkennis moeten verzameld worden.

Het incorporeren van het effect van kleine landschapselementen is een volgend belangrijk werkpunt. De doorlaatbaarheid van kleine landschapselementen voor sediment kan in bepaalde case studies in grote mate het transport van sediment bepalen. Het onderzoeken van deze elementen in relatie tot de gedefinieerde kTC-waarde kan aanduiden of deze doorlaatbaarheid beter moet gedefinieerd worden.

Een laatste mogelijke conceptuele verbetering is een alternatieve formule voor de transportcapaciteit (Verstraeten et al., 2007):

$$\mathrm{TC} = \mathrm{kTC.E_{PR}} = \mathrm{kTC.R.K.A_l}^{1.4}\mathrm{S_g}^{1.4} \tag{10}$$

met $\mathrm{A_l}$ = de toestroomoppervlakte per eenheid van contourlengte. (m^2 m^{-1}). Deze vergelijking kan gebruikt worden als een alternatief voor vergelijking (2). In deze alternatieve formule worden potentieel bodemverlies (RUSLE) en transportcapaciteit (TC) niet bepaald door dezelfde topografische parameters (zie LS in vergelijking (1) en (2)). In vergelijking (2) is dit wel het geval, en wordt in vlakke valleien de hoeveelheid sedimentatie mogelijk overschat door te lage LS-waarden.

Door explicieter rekening te houden met het toestroomgebied (zie A_l in vergelijking 10) kan de capaciteit in valleien sterk verhoogd worden. Dit betekent dat geconcentreerde sedimentafvoer een sterker gewicht krijgt, en dat de sedimentaanvoer naar de rivier in gebieden met een helling – vallei structuur groter zal zijn. Dit kan op zijn beurt zorgen dat voor lagere kTC-waarden na kalibratie en een lagere simulatie van sedimentaanvoer in vlakke gebieden. Deze hypothese wordt in een vervolgtraject getest.

Bij de volgende kalibratie zal ook gebruik gemaakt worden van een verbeterde versie van het digitaal hoogtemodel om de routering door het landschap verder te optimaliseren en zullen ook de andere inputdata verder geëvalueerd, geactualiseerd en uitgebreid worden.

REFERENTIES

Antea, 2016. Modellering van de sedimentaanvoer naar de waterlopen, het effect van erosiebestrijdingsmaatregelen en het transport van sediment in de onbevaarbare waterlopen. Antea Belgium NV, Antwerpen, Belgium.

Beel, A., Govers, G., Notebaert, B., 2006. Scenario's voor de reductie van erosie en sedimentaanvoer in Vlaanderen (No. MIRA/2006/12). Onderzoeksgroep Fysische en Regionale Geografie, K.U.Leuven, Leuven.

Boardman, J., Vandaele, K., Evans, R., Foster, I.D.L., 2019. Off-site impacts of soil erosion and runoff: Why connectivity is more important than erosion rates. Soil Use Manag. 35, 245–256. https://doi.org/10.1111/sum.12496

Chacon, S., Straub, B., 2020. Pro GIT, 2.1.223. ed. Apress.

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J., 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. Geosci. Model Dev. 8, 1991–2007. https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015

Declercq, F., Poesen, J., 1992. Evaluation of two models to calculate the soil erodibility factor K. Pedologie XLII, 149–169.

Degerickx, J., Van Den Broeck, M., 2015. Handleiding CN_WS. KU Leuven, Leuven, Belgium.

Deproost, P., Renders, D., Van de Wauw, J., Van Ransbeeck, N., Verstraeten, G., 2018. Herkalibratie van WaTEM/SEDEM met het DHMV-II als hoogtemodel: eindrapport. Departement Omgeving, Brussel.

Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A gis procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscapes. J. Soil Water Conserv. 51, 427–433.

Gay, A., Cerdan, O., Delmas, M., Desmet, M., 2014. Variability of suspended sediment yields within the Loire river basin (France). J. Hydrol. 519, 1225–1237. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.08.045

GDAL/OGR contributors, 2020. GDAL/OGR Geospatial Data Abstraction software Library. Open Source Geospatial Foundation. [WWW Document]. URL https://gdal.org

Gobeyn, S., Van de Wauw, J., De Vleeschouwer, N., Renders, D., Van Ransbeeck, N., Verstraeten, G., Deproost, P., 2021. Herziening van de neerslagerosiviteitsfactor R voor de Vlaamse erosiemodellering. Departement Omgeving, Brussel.

Gobin, A., Verlinden, G., Notebaert, B., Govers, G., 2005. Eindrapport: verbeterd kwantificering van diffuse verontreiniging van oppervlaktewater met metalen uit erosie (No. P/OO/026). Bodemkundige Diest van België, Leuven.

Grimm, V., Johnston, A.S.A., Thulke, H.-H., Forbes, V.E., Thorbek, P., 2020. Three questions to ask before using model outputs for decision support. Nat. Commun. 11, 4959. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17785-2

Gulinck, H., Janssens, K., Sanders, J., 1996. Digitatale versie van de Bodemgebruikskaart Vlaanderen.

Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. Environ. Model. Softw. 21, 602–614. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.01.004

Jehn, F.U., Chamorro, A., Houska, T., Breuer, L., 2019. Trade-offs between parameter constraints and model realism: a case study. Sci. Rep. 9, 10729. https://doi.org/10.1038/s41598-019-46963-6

Kluyver, T., Ragan-Kelley, B., Pérez, F., Bussonnier, M., Frederic, J., Hamrick, J., Grout, J., Corlay, S., Ivanov, P., Abdalla, S., Willing, C., 2016. Jupyter Notebooks—a publishing format for reproducible computational workflows, in: Positioning and Power in Academic Publishing: Players, Agents and Agendas. Presented at the Proceedings of the 20th International

Conference on Electronic Publishing, pp. 87–90. https://doi.org/10.3233/978-1-61499-649-1-87
McCool, D.K., Brown, C.L., Foster, R.G., Mutchler, K.C., Meyer, D.L., 1987. Revised Slope Steepness Factor for the Universal Soil Loss Equation. Trans. ASAE 30, 1387–1396. https://doi.org/10.13031/2013.30576
McCool, D.K., Foster, G.R., Mutchler, K.C., Meyer, D.L., 1989. Revised Slope Length Factor for the Universal Soil Loss Equation. Trans. ASAE 32, 1571–1576. https://doi.org/10.13031/2013.31192
Nearing, M.A., 1997. A single continuous function for slope steepness influence on soil loss. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 917–919.
Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture, Washington.
Swerts, M., Broekaert, S., Deproost, P., Renders, D., Oorts, K., 2020. Bodemerosierisico-indicator Vlaanderen (2008-2019). Departement Omgeving, Brussel.
Swerts, M., Vandekerckhove, L., 2015. Haalbaarheid en effectiviteit randvoorwaarden erosie - Eindrapport expertengroep evaluatie beheereisen randvoorwaarden erosie. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Brussel.
Van Rompaey, A., Govers, G., Waumans, T., Van Oost, K., Poesen, J., Desmet, J., 2000. Een regionale bodemerosiekaart voor Vlaanderen 6.
Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G., Poesen, J., 2001. Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. Earth Surf. Process. Landf. 26, 1221–1236. https://doi.org/10.1002/esp.275
Verbist, K., Schiettecatte, W., Gabriels, D., 2004a. Eindrapport Computermodel RUSLE c-factor. Universiteit Gent, Gent.
Verbist, K., Schiettecatte, W., Gabriels, D., Gillijns, K., Verstraeten, G., Van Oost, K., Van Rompaey, A., Govers, G., Poesen, J., Van Hecke, E., 2004b. Reductieplan 2004. Reductie van sedimentaanvoer naar waterlopen vanuit landelijke gebieden: begroting en evaluatie van controlemaatregelen. Universiteit Gent - K.U.Leuven.
Verstraeten, G., Prosser, I.P., Fogarty, P., 2007. Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia. J. Hydrol. 334, 440–454. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.025
VMM, 2021. Sedimentmeetnet onbevaarbare waterlopen 2020. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.
VMM, 2020. Sedimentbalans Dijle. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.
VMM, 2014. De Water Emissie Inventaris - Layman’s report. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst.
Zevenbergen, L.W., Thorne, C.R., 1987. Quantitative analysis of land surface topography. Earth Surf. Process. Landf. 12, 47–56. https://doi.org/10.1002/esp.3290120107

APPENDIX A: OVERZICHT GEBRUIKTE INPUTDATALAGEN

Een overzicht van de gebruikte inputdata voor de pycnws module voor Vlaanderen (2018) wordt gegeven in Tabel 24. Updates en versiebeheer van deze tabel worden voorzien in de 'datasets_flanders.xlsx' excel file in de pycnws GitHub pagina.

Tabel 24: Overzicht van de gebruikte brondata gebruikt als inputdata voor het CN-WS-model (pyncws).

Bron	Dataset	Bestandnaam pycnws	Type
AIV	LandUse2012	LNDGBR2012	Landgebruik
VPO	BO_type	BO	Erosiebeheermaatregelen
AIV	digitaal hoogtemodel 5m	DTM_5	Hoogteprofiel
AIV	digitaal hoogtemodel 20m	DTM_20	Hoogteprofiel
VPO	K-factor	KFCT	K-factor
AIV	grb-folder	GRB	Landgebruik: infrastructuur
AIV	grb-infrastructuur	GRBinfra	Landgebruik: infrastructuur
VPO	ebm_erosiebesluit	EBM	Erosiebeheermaatregelen
VPO	ebm_erosiebestrijdingsplan_line	EBMplan_lijn	Erosiebeheermaatregelen
VPO	ebm_erosiebestrijdingsplan_point	EBMplan_punt	Erosiebeheermaatregelen
	cours d'eau non navigables wallonnie	CNN	Landgebruik: rivier
VPO	ebm_vlaamsbrabant	EBMVLBR	Erosiebeheermaatregelen
AIV	Administratieve grenzen	ADM	Randvoorwaarde pycnws Vlaanderen
AIV	Wegenregister	WEG	Landgebruik: infrastructuur
VMM	VHA	VHA	Landgebruik: rivier
AIV	AWIS rioolstrengen	AWIS	Riolering en grachten
Fluvius	Fluvius grachten	Fluvius_gracht	Riolering en grachten
LV		P2018	Percelen
VPO		P2018_indicator	Percelen
Geoportail Wallonie		PW2018	Percelen
VLM	vast	BO20181	Erosiebeheermaatregelen
VLM	variabel	BO20182	Erosiebeheermaatregelen

* VPO = Afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving (Departement Omgeving); AIV = Agentschap Informatie Vlaanderen; VMM = Vlaamse Milieumaatschappij; LV = Departement Landbouw & Visserij; VLM = Vlaamse Landmaatschappij

APPENDIX B: RESULTATEN SCENARIO'S

De doorrekeningen voor Vlaanderen zijn uitgevoegd met pycnws (versie 0.3.0, pre-release) per groot bekken. Deze resultaten zijn vervolgens samengevoegd in een reeks datalagen, die samen met die rapport worden opgeleverd:

- Basislandgebruik_20m_2018_scenario_X.rst (CN-WS perceelskaart) (raster, kg): het CN-WS perceelskaart raster met voor elke pixel het landgebruik met codering volgens Tabel 2;
- Sedimentaanvoer_VHA_20m_2018_scenario_X.rst (SediExport) (raster, kg): de sedimentaanvoer per VHA-pixel. De VHA-pixels worden gedefinieerd door de VHA shape laag (sectie 4.4.1);
- Sedimentaanvoer_riolering_20m_2018_scenario_X.rst (afgeleid van Sewer_in op basis van Sewer_id raster) (raster, kg): de sedimentaanvoer per rioleringspixel. De rioleringspixels worden gedefinieerd door AWIS shape (sectie 0);
- Sedimentaanvoer_grachten_20m_2018_scenario_X.rst (afgeleid van Sewer_in op basis van Sewer_id raster) (raster, kg): de sedimentaanvoer per grachtpixel. De grachten worden gedefinieerd door de grachten ingetekend in het GRB (sectie 4.4.3) en Fluvius (sectie 4.4.4);
- Sedimenttransport_20m_2018_scenario_X.rst (SediOut) (raster, kg): het sedimenttransport per pixel. Dit raster beschrijft per pixel hoeveel sediment er uit een pixel naar een volgende pixel getransporteerd wordt;
- Gras_buffers_20m_2018_X.shp (vector): shapefile van alle gebruikte grasbufferstroken. De attributen van deze shapefile zijn:
    - NR: unieke ID toegekend aan de grasbufferstrook;
    - source: bron van de datalaag (vb. BO, Erosiebesluit);
    - sediin (kg): sediment dat in de grasstrook stroomt;
    - sediout (kg): sediment dat uit de grasstrook stroomt;
    - deposition (kg): sediment dat afgezet wordt in de grasbufferstrook;
- Netto_erosie_20m_2018_X.shp (vector): shapefile met de berekeningen van de netto erosie per perceel. Deze shapefile bevat alle attributen van de percelen datalaag aangevuld met:
    - average_ne (ton/jaar/ha): het gemiddelde van de netto erosie per perceel.
      De netto erosie per perceel wordt bepaald op basis van de watereros-waarden per pixel, waarbij de negatieve waarden overeenkomen met netto erosie en de positieve waarden wijzen op netto depositie (zie sectie 5.5). De netto depositie waarden worden gelijk gesteld aan nul (geen netto erosie). Het gemiddelde wordt berekend op basis van alle pixels in een perceel (ook de pixels waarvoor de netto erosie gelijk is aan nul) en wordt omgezet naar ton/jaar/ha.

Deze datalagen zijn opgeleverd met huidig rapport voor volgende scenario's:

- Scenario A: Basisscenario met niet-teeltspecifiek landgebruik
- Scenario B: Nul-scenario
- Scenario C1: Implementatie van alle gemeentelijke erosiebestrijdingsplannen
- Scenario C2: Implementatie van teelttechnische erosiebestrijdingsmaatregelen
- Scenario C3: Implementatie van oeverstroken voor alle akkerlanden
- Scenario C4: Implementatie van maximale erosiebestrijding (C1 tot en met C3)
- Scenario D: Basisscenario met teeltspecifiek landgebruik

Voor scenario A worden ter aanvulling volgende datalagen opgeleverd (zie Figuur 7 en Figuur 10):

- Sedimentaanvoer_aho_scenario_A.shp: sedimentaanvoer naar de rivieren, grachten en riolering per AHO-afstroomgebied (vector);
- Sedimentaanvoer_percentiel_scenario_A.shp: puntenwolk van de 50 percentiel grootste rivier sedimentaanvoeren (vector).

In de tabellen Tabel 25: Modelresultaten voor scenario A voor Vlaanderen op jaarbasisTabel 25 tot en met Tabel 31 zijn de samenvattende tabellen van de scenario's A tot en met D te vinden.

Tabel 25: Modelresultaten voor scenario A voor Vlaanderen op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	68.913	49.233	23.286	308	4.801	28.396	0,34
Gentse Kanalen	67.901	38.544	24.373	262	4.492	29.096	0,36
Benedenschelde	148.101	98.024	36.672	3.132	9.850	49.666	0,25
Bovenschelde	295.960	221.863	46.871	3.808	20.877	71.539	0,16
Demer	560.690	448.264	62.945	13.214	33.002	109.158	0,11
Dender	294.788	229.500	41.495	7.055	16.925	65.475	0,14
Dijle en Zenne	340.106	275.123	42.057	13.068	8.407	63.533	0,12
IJzer	298.942	190.624	81.174	1.045	24.171	106.366	0,27
Leie	217.069	156.054	39.658	1.904	18.782	60.344	0,18
Maas (Oost)	172.128	139.895	18.967	4.244	6.695	29.899	0,11
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	15.340	0,40
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	0,32
Voeren	39.757	35.181	3.095	165	918	5.014	0,08
Vlaanderen	2.598.955	1.936.268	452.975	48.936	155.999	659.214	0,33

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 26: Modelresultaten voor scenario B voor Vlaanderen op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	71.827	50.253	24.729	366	5.877	30.971	0,34
Gentse Kanalen	70.308	38.348	25.606	337	5.718	31.661	0,36
Benedenschelde	155.369	97.457	39.980	4.605	12.900	57.486	0,26
Bovenschelde	316.701	222.721	51.081	5.903	35.499	92.483	0,16
Demer	637.752	478.927	79.780	23.460	53.394	156.634	0,13
Dender	321.350	236.378	47.048	11.549	26.642	85.239	0,15
Dijle en Zenne	408.277	313.343	54.285	25.804	13.440	93.529	0,13
IJzer	306.080	186.384	85.555	1.431	30.873	117.859	0,28
Leie	224.904	152.163	41.263	2.537	28.120	71.919	0,18
Maas (Oost)	182.153	138.653	22.965	6.657	10.050	39.672	0,13
Maas (Noord)	31.164	15.542	12.445	116	2.866	15.428	0,40
Nete	65.844	38.286	21.199	700	5.425	27.325	0,32
Voeren	52.727	45.680	4.283	228	1.874	6.384	0,08
Vlaanderen	2.844.456	2.014.134	510.221	83.692	232.677	826.590	0,18

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 27: Modelresultaten voor Vlaanderen voor scenario C1 op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	68.805	49.199	23.271	304	4.747	28.323	0,34
Gentse Kanalen	67.558	38.394	24.313	254	4.301	28.867	0,36
Benedenschelde	141.896	94.009	35.140	2.795	8.929	46.864	0,25
Bovenschelde	244.537	189.590	34.213	2.677	13.063	49.953	0,14
Demer	524.469	423.131	55.970	10.788	26.576	93.335	0,11
Dender	274.039	216.397	36.559	6.070	13.837	56.466	0,13
Dijle en Zenne	316.394	260.509	35.553	10.617	6.716	52.887	0,11
IJzer	290.355	187.032	77.817	985	22.411	101.213	0,27
Leie	206.971	151.114	36.714	1.664	15.638	54.016	0,18
Maas (Oost)	163.223	132.866	16.949	3.674	6.130	26.752	0,10
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	14.872	0,40
Nete	63.880	38.273	20.207	632	4.550	25.388	0,32
Voeren	34.283	30.161	2.382	164	655	3.201	0,07
Vlaanderen	2.427.217	1.826.434	411.334	40.725	130.077	582.136	0,17

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 28: Modelresultaten voor Vlaanderen voor scenario C2 op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	68.904	49.224	23.286	308	4.801	28.395	0,34
Gentse Kanalen	67.769	38.444	24.319	262	4.483	29.064	0,36
Benedenschelde	134.663	86.512	35.185	3.031	9.554	47.770	0,26
Bovenschelde	196.899	136.102	37.852	3.235	17.789	58.876	0,19
Demer	420.451	320.405	55.077	12.013	30.008	97.097	0,13
Dender	204.615	150.341	33.580	6.325	14.414	54.319	0,16
Dijle en Zenne	214.056	160.170	34.466	10.864	7.261	52.590	0,16
IJzer	282.426	176.947	78.800	1.031	23.728	103.559	0,28
Leie	190.113	132.053	37.690	1.836	17.911	57.438	0,20
Maas (Oost)	138.158	108.199	17.672	3.894	6.277	27.843	0,13
Maas (Noord)	30.808	15.758	12.247	101	2.525	14.872	0,40
Nete	63.866	38.265	20.207	626	4.550	25.382	0,32
Voeren	25.103	21.024	2.819	106	821	3.745	0,11
Vlaanderen	2.037.832	1.433.444	413.199	43.629	144.123	600.951	0,20

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 29: Modelresultaten voor Vlaanderen voor scenario C3 op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	63.438	53.119	13.973	309	4.814	19.096	0,22
Gentse Kanalen	61.988	42.071	14.922	262	4.500	19.683	0,24
Benedenschelde	141.743	103.790	24.570	3.130	9.854	37.554	0,17
Bovenschelde	289.680	232.451	29.990	3.801	20.934	54.725	0,10
Demer	560.132	474.420	46.008	14.254	22.234	82.496	0,08
Dender	291.381	236.220	31.436	7.054	16.962	55.452	0,11
Dijle en Zenne	335.064	282.827	29.362	13.077	8.413	50.851	0,09
IJzer	281.762	211.336	43.420	1.048	24.214	68.682	0,15
Leie	209.649	165.497	22.776	1.906	18.824	43.505	0,11
Maas Oost	170.461	143.042	14.176	4.242	6.700	25.118	0,08
Maas Noord	28.661	18.026	7.827	101	2.530	10.458	0,27
Nete	60.509	41.394	13.717	632	4.557	18.905	0,23
Voeren	39.623	35.314	2.830	165	918	3.913	0,07
Vlaanderen	2.534.091	2.039.510	295.007	49.980	145.453	490.440	0,12

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 30: Modelresultaten voor Vlaanderen voor scenario C4 op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	63.322	53.075	23.271	305	4.760	19.026	0,37
Gentse Kanalen	61.528	41.819	24.313	254	4.304	19.448	0,40
Benedenschelde	124.361	89.409	35.140	2.718	8.759	34.141	0,28
Bovenschelde	163.836	126.253	34.213	2.387	11.863	33.819	0,21
Demer	394.669	323.523	55.970	10.735	16.275	64.149	0,14
Dender	189.978	147.532	36.559	5.528	12.057	41.545	0,19
Dijle en Zenne	197.906	158.384	35.553	9.072	5.891	37.038	0,18
IJzer	258.753	192.424	77.817	974	22.100	64.474	0,30
Leie	175.487	136.525	36.714	1.627	15.154	37.448	0,21
Maas (Oost)	130.634	106.116	16.949	3.388	5.812	21.361	0,13
Maas (Noord)	28.661	18.026	12.247	101	2.530	10.458	0,43
Nete	60.495	41.386	20.207	626	4.557	18.900	0,33
Voeren	21.524	17.991	2.382	105	615	2.778	0,11
Vlaanderen	1.871.157	1.452.463	411.334	37.819	114.677	404.584	0,22

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

Tabel 31: Modelresultaten voor Vlaanderen, scenario D op jaarbasis

Stroomgebied	Erosie (ton)	Sedimentatie (ton)	In VHA (ton)	In riolering (ton)	In grachten (ton)	Totale aanvoer (ton)	Doorvoerratio (-)*
Brugse Polders	59.382	44.242	19.475	249	4.186	23.909	0,33
Gentse Kanalen	58.010	33.240	20.385	211	3.943	24.539	0,35
Benedenschelde	122.199	80.327	30.287	2.692	8.507	41.485	0,25
Bovenschelde	240.228	177.461	39.363	3.194	17.992	60.549	0,16
Demer	491.286	400.467	55.576	12.310	19.956	87.842	0,11
Dender	239.373	185.499	33.298	5.860	14.623	53.781	0,14
Dijle en Zenne	278.832	223.783	35.617	10.868	7.290	53.775	0,13
IJzer	267.355	176.169	72.561	936	16.619	90.116	0,27
Leie	194.103	139.168	35.559	1.589	17.171	54.318	0,18
Maas (Oost)	147.076	121.876	15.307	3.714	4.161	23.181	0,10
Maas (Noord)	21.478	11.074	8.421	73	1.777	10.272	0,39
Nete	46.343	27.934	14.391	446	3.397	18.234	0,31
Voeren	26.177	23.251	1.774	153	657	2.584	0,07
Vlaanderen	2.191.843	1.644.490	382,012	42,295	120,277	544.584	0,24

* De doorvoerratio wordt berekend door de totale sedimentaanvoer naar de VHA te delen door de totale hoeveelheid erosie.

APPENDIX C: GEWASCODE TABEL

Tabel 32: Lijst gewascodes met bijbehorende jaargemiddelde C-factor en landgebruikscode. Updates in deze tabel worden voorzien in de GitHub pagina van pycnws. Voor een verklaring van de codes van het landgebruik, zie Tabel 2. Indien geen landgebruikscode gerapporteerd staat in de kolom 'Landgebruik percelen shape', wordt het record geclassificeerd als akkerland.

GWSCOD	GWSNAM	C-factor	Landgebruikscode
1	Stallen en gebouwen	0	-2
2	Andere gebouwen	0	-2
3	Poelen < 0		
4	Houtkanten en houtwallen <= 10 m breed	0.001	-3
5	Tuin met hoogstam	0.01	-4
6	Begraasde niet-landbouwgrond met gebruiksovereenkomst	0.01	-4
7	Niet-begraasde natuurgrond	0.01	-4
8	Volkstuinpark	0.5	
9	Onverharde landingsbaan of veiligheidszones op vliegvelden	0.01	-4
10	Bomenrijen	0.37	
34	Haver	0.3	
35	Triticale	0.25	
36	Spelt	0.25	
37	Boekweit	0.3	
38	Gierst		
39	Andere granen (bv. Mengkoren)	0.3	
42	Zonnebloempitten	0.4	
43	Sojabonen	0.4	
44	Andere oliehoudende zaden	0.4	
45	Olievlas (geen vezelvlas)	0.3	
51	Erwten (droog geoogst)/Voedererwten (niet voor menselijke consumptie)	0.3	
52	Tuin- en veldbonen (niet voor menselijke consumptie/droog geoogst)	0.4	
53	Niet-bittere lupinen	0.3	
60	Grasland	0.01	-4
61	Blijvend grasland	0.01	-4
62	Tijdelijk grasland	0.1	-4
63	Graskruiden mengsel	0.05	-4
71	Voederbieten	0.35	
72	Klavers	0.1	-4

73	Luzerne	0.1	-4
81	Spontane bedekking/Braakliggend land zonder minimale activiteit	0.05	-4
82	Braakliggend land met minimale activiteit zonder EAG	0.05	-4
83	Vlinderbloemigen	0.1	-4
84	Mengsel van grassen en vlinderbloemigen	0.1	-4
85	Andere bedekking	0.35	
88	niet-landbouwkundig gebruik (bv. grondopslag)	0.7	
89	Braakliggend land met minimale activiteit met EAG	0.05	-4
90	Aardappelen	0.35	
91	Suikerbieten	0.35	
92	Hazelnoten en walnoten	0.01	-4
94	Stambonen (bvb. bruine bonen) - vers	0.4	
96	Niet-eetbare tuinbouwgewassen	0.6	
98	Faunamengsel	0.3	
99	Teelt niet vast te stellen	0.35	
100	Niet ingezaaid akkerland	0.35	
201	SilomaÄ?s	0.45	
202	KorrelmaÄ?s	0.45	
311	Wintertarwe	0.25	
312	Zomertarwe	0.3	
321	Wintergerst	0.25	
322	Zomergerst	0.3	
323	Brouwgerst	0.3	
331	Winterrogge	0.25	
332	Zomerrogge	0.3	
341	Winterhaver	0.3	
342	Zomerhaver	0.3	
381	Sorghum	0.45	
382	Quinoa	0.45	
383	Gierst	0.45	
411	Winterkool- en raapzaad	0.3	
412	Zomerkool- en raapzaad	0.35	
601	Zaaizaad grassen	0.3	
602	Teeltmateriaal wijnstokken	0.7	
603	Zaaizaad graangewassen	0.3	
604	Zaaizaad olie- en vezelhoudende planten	0.4	
605	Zaaizaad groenten	0.5	
606	Zaaizaad voedergewassen	0.4	

611	Permanent grasland minstens 1x begraasd	0.01	-4
612	Permanent grasland niet begraasd (uitsluitend gemaaid)	0.01	-4
613	Grasland met een bijzonder statuut	0.01	-4
621	Tijdelijk grasland minstens 1x begraasd	0.1	-4
622	Tijdelijk grasland uitsluitend bestemd om te maaien en/of te hooien	0.1	-4
630	Alexandrijnse klaver	0.1	-4
631	Witte of rode klaver	0.1	-4
632	Andere klavers	0.1	-4
633	Wikken	0.1	-4
634	Italiaans raaigras	0.1	-4
635	Westerwolds raaigras	0.1	-4
636	Engels raaigras	0.1	-4
637	Hybride raaigras	0.1	-4
638	Festulolium	0.1	-4
639	Snijrogge	0.3	
640	Zomerhaver	0.3	
642	Bladrammenas	0.3	
643	Gele mosterd	0.3	
644	Lupinen	0.3	
645	Phacelia	0.3	
646	Tagetes (Afrikaantje)	0.3	
647	Andere niet-vlinderbloemige groenbemester	0.3	
648	Andere vlinderbloemige groenbedekker	0.3	
649	Nyger	0.45	
650	Japanse haver	0.3	
651	Nootzoetraapzaad	0.3	
653	Soedangras	0.3	
654	Zwaardherik	0.3	
655	Sareptamosterd	0.3	
656	Bladrammenas	0.3	
657	Gras in onderzaai	0.1	
658	Mengsel met 1 of meer vlinderbloemige groenbedekkers	0.3	
659	Mengsel van niet-vlinderbloemige groenbedekkers	0.3	
660	Grasluzerne	0.1	-4
661	Vlinderbloemigen in onderzaai	0.1	
700	Grasklaver	0.1	-4

701	Eenjarige grasklaver	0.1	-4
702	Meerjarige grasklaver	0.01	-4
721	Eenjarige klaver	0.1	-4
722	Meerjarige klaver	0.01	-4
723	Rode klaver	0.1	-4
731	Eenjarige luzerne	0.1	-4
732	Meerjarige luzerne	0.01	-4
741	Voederkool (bladkool)	0.4	
742	Voederwortelen	0.5	
743	Andere voedergewassen	0.4	
744	Mengsel van vlinderbloemigen	0.1	-4
745	Mengsel van gras en vlinderbloemigen (andere dan grasklaver)	0.1	-4
746	Voederrapen	0.4	
747	Wikke	0.3	
751	Wendakker	0.05	
831	Erwten (andere dan droog geoogst) - industrie	0.3	
832	Tuin- en veldbonen (andere dan droog geoogst) - industrie	0.4	
851	Andere bedekking waarvan gecertificeerd mengsel met tenminste 20% van elke familie	0.1	-4
852	Mengsel van andere groenbedekkers	0.3	
856	Andere kruiden - industriÃ«le verwerking	0.6	
859	Peterselie - industriÃ«le verwerking	0.4	
860	Kervel - industriÃ«le verwerking	0.5	
861	Non food winterkoolzaad	0.3	
862	Non food zomerkoolzaad	0.35	
863	Wortelpeterselie - industriÃ«le verwerking	0.5	
864	Basilicum - industriÃ«le verwerking	0.6	
865	Bieslook - industriÃ«le verwerking	0.8	
871	Non food ander vlas dan vezelvlas	0.3	
872	Andere hennep dan vezelhennep	0.3	
881	Engelwortel - vers	0.5	
882	Olifantegras		
883	Bebossing (korte omlooptijd)	0.001	-3
884	Miscanthus	0.2	
891	Bebossing	0.001	-3
892	Bebossing op blijvend grasland in 2003	0.001	-3

894	Andere bebossing	0.001	-3
895	Bomen in groep	0.001	-3
897	Bos	0.001	-3
901	Aardappelen (niet-vroege)	0.4	
902	Aardappelen (pootgoed)	0.35	
904	Aardappelen (vroege		
905	Aardappelen (primeur		
906	Zoete aardappel	0.4	
921	Vezelvlas (bestemd voor vezelproductie)	0.3	
922	Vezelhennep (bestemd voor vezelproductie)	0.3	
931	Erwten (andere dan droog geoogst) - vers	0.3	
932	Tuin- en veldbonen (andere dan droog geoogst) - vers	0.4	
951	Andere groenten - vers	0.5	
952	Groenten onder glas	0	-2
953	Meerjarige kruiden (meer dan 5 jaar)	0.5	
954	Andere sierplanten	0.6	
955	Graszoden	0.1	
956	Andere kruiden - vers	0.6	
957	Geneeskrachtige en aromatische planten en kruiden	0.6	
958	Kruiden	0.6	
959	Peterselie - vers	0.4	
960	Kervel - vers	0.5	
961	Wortelpeterselie - vers verbruik	0.5	
962	Kerstbomen	0.7	
963	Wijmenaanplantingen	0.6	
964	Basilicum - vers verbruik	0.6	
965	Bieslook - vers verbruik	0.8	
971	Fruitteelten meerjarig	0.05	-4
972	Andere eenjarige fruitteelten	0.5	
973	Fruitteelten meerjarig (groenbemester)	0.05	-4
974	Meerjarige fruitteelten (andere dan appel		
981	Chicorei	0.4	
982	Andere	0.5	
983	Engelwortel - industriÃ«le verwerking	0.5	
999	Niet nader omschreven gewas - kleine landbouwer	0.35	
4111	Winterkoolzaad	0.3	

4112	Winterraapzaad	0.3	
4121	Zomerkoolzaad	0.35	
4122	Zomerraapzaad	0.35	
6490	Mengsel groenbedekkers		
6491	Mengsel groenbedekkers		
6492	Mengsel groenbedekkers		
8409	Pastinaak - industrie	0.5	
8410	Stamslabonen - industrie	0.4	
8411	Snijbonen - industrie	0.4	
8412	Flageolets (voor de boon) - industrie	0.4	
8456	Butternut-pompoen - industrie	0.6	
8511	Asperge - industrie	0.5	
8512	Spruitkool - industrie	0.45	
8513	Sjalotten - industrie	0.8	
8514	Ajuinen (niet-vroege) - industrie	0.8	
8515	Witloof (voor het loof) - industrie	0.5	
8517	Rabarber - industrie	0.35	
8518	Kropsla - industrie	0.4	
8519	Spinazie - industrie	0.35	
8523	Bloemkool - industrie	0.45	
8524	Boerenkool - industrie	0.45	
8525	Broccoli - industrie	0.45	
8526	Chinese kool - industrie	0.45	
8527	Rode kool - industrie	0.45	
8528	Koolraap - industrie	0.35	
8529	Koolrabi - industrie	0.35	
8530	Raap - industrie	0.35	
8531	Radijs - industrie	0.5	
8532	Rode biet - industrie	0.35	
8533	Schorseneer - industrie	0.5	
8534	(Knol)venkel - industrie	0.4	
8535	Wortel (niet-vroege) (consumptie) - industrie	0.5	
8537	Andijvie - industrie	0.4	
8538	Prei - industrie	0.4	
8539	Bladselder - industrie	0.3	
8540	Witte kool - industrie	0.45	
8541	Courgettes - industrie	0.6	
8542	Veldsla - industrie	0.4	
8543	Knolselder - industrie	0.4	
8544	Ijsbergsla - industrie	0.4	
8545	Raketsla - Rucola - industrie	0.4	
8546	Savooikool - industrie	0.45	

8548	Groene selder - industrie	0.3	
8550	Rammenas - industrie	0.5	
8551	Bleekselder - industrie	0.3	
8552	Tomaten - industrie	0	-2
8553	Paprika - industrie	0	-2
8554	Komkommers - industrie	0	-2
8556	Pompoenen - industrie	0.6	
8557	Andere alternatieve slasoorten - industrie	0.4	
8558	Vroege bladgroenten - industrie	0.4	
8559	Andere groenten - industrie	0.5	
8561	Witloof (voor de wortel) - industrie	0.4	
8563	Ajuinen (vroege) - industrie	0.8	
8564	Wortel (vroege) (consumptie) - industrie	0.5	
8620	Andere kolen - industrie	0.45	
8910	Bebossing loofbomen-ecologisch	0.001	-3
8911	Bebossing loofbomen-economisch	0.001	-3
8912	Bebossing naaldbomen	0.001	-3
8913	Bebossing naaldbomen-economisch	0.001	-3
8914	Bebossing populieren-ecologisch	0.001	-3
8915	Bebossing populieren	0.001	-3
9201	Hazelnoten	0.01	-4
9202	Walnoten	0.01	-4
9409	Pastinaak - vers	0.5	
9410	Stamslabonen - vers	0.4	
9412	Flageolets (voor de boon) - vers	0.4	
9456	Butternut-pompoen - vers	0.6	
9511	Asperges - vers	0.5	
9512	Spruitkolen - vers	0.45	
9513	Sjalotten - vers	0.8	
9514	Ajuinen (niet vroege) - vers	0.8	
9515	Witloof (voor het loof) - vers	0.5	
9516	Aardbeien	0.5	
9517	Rabarber - vers	0.35	
9518	Kropsla - vers	0.4	
9519	Spinazie - vers	0.35	
9520	Boomkweek	0.7	
9521	Sierplanten in volle grond (containers en potten zijn uitgesloten) (minder dan vijf jaar)	0.6	
9522	Meerjarige sierplanten	0.6	
9523	Bloemkool - vers	0.45	

9524	Boerenkool - vers	0.45	
9525	Brocolli - vers	0.45	
9526	Chinese kool - vers	0.45	
9527	Rode kool - vers	0.45	
9528	Koolraap - vers	0.35	
9529	Koolrabi - vers	0.35	
9530	Raap - vers	0.35	
9531	Radijs - vers	0.5	
9532	Rode biet - vers	0.35	
9533	Schorseneer - vers	0.5	
9534	(Knol)venkel - vers	0.4	
9535	Wortel (niet-vroege) (consumptie) - vers	0.5	
9536	Champignons (loods)	0	-2
9537	Andijvie - vers	0.4	
9538	Prei - vers	0.4	
9539	Bladselder - vers	0.3	
9540	Witte kool - vers	0.45	
9541	Courgettes - vers	0.6	
9542	Veldsla - vers	0.4	
9543	Knolselder - vers	0.4	
9544	Ijsbergsla - vers	0.4	
9545	Raketsla - Rucola - vers	0.4	
9546	Savooikool - vers	0.45	
9547	Chrysanten	0.6	
9548	Groene selder - vers	0.3	
9550	Rammenas - vers	0.5	
9551	Bleekselder - vers	0.3	
9552	Tomaten - vers	0	-2
9553	Paprika - vers	0	-2
9554	Komkommers - vers	0	-2
9555	Aubergines - vers	0	-2
9556	Pompoenen - vers	0.6	
9557	Andere alternatieve slasoorten - vers	0.4	
9558	Vroege bladgroenten - vers	0.4	
9559	Groentezaden	0.6	
9560	Boomkweek - bosplanten	0.7	
9561	Witloof (voor de wortel) - vers	0.4	
9563	Ajuinen (vroege) - vers	0.8	
9564	Wortel (vroege) (consumptie) - vers	0.5	
9565	Jongplanten voor de sierteelt	0	-2
9566	Zaden voor de sierteelt	0.5	

9567	Groentezaden niet-vlinderbloemigen	0.6	
9568	Plantgoed van vlinderbloemige groenten	0.6	
9569	Plantgoed van niet-vlinderbloemige groenten	0.6	
9570	Azalea	0	-2
9571	Begonia's voor de knol	0.6	
9572	Bloembollen en -knollen		
9573	Groene kamerplanten (ficus		
9574	Bloeiende kamerplanten (kalancho		
9575	Snijplanten	0.6	
9576	Snijbloemen - rozen	0.6	
9577	Snijbloemen andere dan rozen < 5 jaar	0.6	
9578	Perk- en balkonplanten	0	-2
9580	Vaste planten	0.6	
9581	Sierbomen en -struiken	0.6	
9582	Rozelaars	0.6	
9583	Winterbloeiende halfheesters	0.6	
9584	Winterharde sierplanten	0.6	
9585	Snijplanten >= 5 jaar	0.6	
9586	Artisjok - vers	0.5	
9587	Snijbloemen andere dan rozen >= 5 jaar	0.6	
9602	Boomkweek - fruitplanten	0.7	
9603	Boomkweek - sierplanten	0.7	
9604	Boomkweek - andere	0.7	
9620	Andere kolen - vers	0.45	
9710	Meerjarige fruitteelten (appel)	0.05	-4
9711	Meerjarige fruitteelten (peer)	0.05	-4
9712	Meerjarige fruitteelten (kers)	0.05	-4
9713	Meerjarige fruitteelten (pruim)	0.05	-4
9714	Overige meerjarige fruitteelten	0.05	-4
9715	Druiven (in serres)	0	-2
9716	Wijnstokken	0.2	
9717	Frambozen	0.2	
9718	Rode bessen	0.2	
9719	Stekelbessen	0.2	
9720	Zwarte bessen	0.2	
9721	Braambessen	0.2	
9722	Blauwe bessen	0.2	
9723	Andere bessen	0.2	
9724	Aardbeiplanten	0.5	

9725	Meerjarige fruitteelten (zoete kers		
9726	Meerjarige fruitteelten (zoete kers		
9727	Meerjarige fruitteelten (zure kers)	0.05	-4
9728	Meerjarige fruitteelten (perzik)	0.05	-4
9729	Kiwibes	0.2	
9730	Meerjarige fruitteelten hoogstam (appel)	0.05	-4
9731	Meerjarige fruitteelten hoogstam (peer)	0.05	-4
9811	Cichorei (inuline)	0.4	
9812	Cichorei (koffiesurrogaat)	0.4	
9821	Tabak	0.6	
9822	Hop	0.7	
9823	Weiland met niet-oogstbare bomen (> 100 bomen per ha)	0.01	-4
9824	Grassen in natuurbeheer	0.01	-4
9825	Heide in natuurbeheer	0.01	-4
9826	Houtkanten en houtwallen	0.001	-3
9827	Weiland met oogstbare hoogstam bomen (> 100 bomen/ha)	0.01	-4
9828	Natuurlijk grasland met minimumactiviteit	0.01	-4
9829	Natuurlijk grasland zonder minimumactiviteit	0.01	-4
9831	Bloemenmengsel	0.05	
9832	Bloemenmengsel voor EAG Braak	0.05	
9999	Blanco gewascode	0.37	