



Vlaanderen
is wetenschap

Ontwikkeling van potentiële maatlatten voor de beoordeling van ecologische afvoerregimes (Eflows) in onbevaarbare oppervlaktewateren

Grote beken (Kempen)

David Buysse, Jeroen Van Wichelen, Pieter Verschelde, Jeroen De Reu, Toon Westra,
Sophie Vermeersch, Johan Coeck

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

David Buysse, Jeroen Van Wichelen, Pieter Verschelde, Jeroen De Reu, Toon Westra,
Sophie Vermeersch, Johan Coeck
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Charlotte Steendam

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

david.buysse@inbo.be

Wijze van citeren:

Buysse D., Van Wichelen J., Verschelde P., De Reu J., Westra T., Vermeersch S., Coeck J. (2020). Ontwikkeling van potentiële maatlatten voor de beoordeling van ecologische afvoerregimes (Eflows) in onbevaarbare oppervlaktewateren. Grote beken (Kempen). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (42). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.19208751

D/2020/3241/286

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (42)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

De Zwarte beek in Lummen (© VMM)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Operationeel Waterbeheer

**VLAAMSE
MILIEUMAATSCHAPPIJ**

ONTWIKKELING VAN POTENTIËLE MAATLATTEN
VOOR DE BEOORDELING VAN ECOLOGISCHE
AFVOERREGIMES (EFLOWS) IN ONBEVAARBARE
OPPERVLAKTEWATEREN

Grote beken (Kempen)

David Buysse, Jeroen Van Wichelen, Pieter Verschelde, Jeroen De Reu, Toon Westra, Sophie Vermeersch & Johan Coeck

doi.org/10.21436/inbor.19208751

Samenvatting

Ondanks de algemene waterkwaliteitsverbetering en de ontwikkeling van (regionale) milieuriichtlijnen voor water, zoals de Europese kaderrichtlijn Water (KRW), het Decreet Integraal Waterbeleid en de Oppervlaktewatertekortbeheer-doelstellingen (VLAREM II), worden waterbeheerders geconfronteerd met het feit dat er de afgelopen jaren geen vooruitgang meer in de kwaliteit te merken is. Daardoor zullen de doelstellingen uit, bijvoorbeeld, de KRW - met name een goede ecologische toestand voor natuurlijke oppervlaktewateren en een goed ecologisch potentieel voor kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewateren - vermoedelijk niet gehaald worden. De ecologische toestand van waterlichamen wordt bepaald aan de hand van enkele biologische kwaliteitselementen, namelijk fytoplankton, macrofyten, fyto-benthos, macro-invertebraten, vissen en een aantal hydromorfologische, chemische en fysisch-chemische parameters.

Door menselijk ingrijpen in/op onze waterlopen zoals de bouw van talrijke hydraulische kunstwerken zoals stuwen, sluizen, watermolens en recenter ook door klimaatsverandering (bv. zowel langdurige droogte als toename van intensiteit van buien) is het hydrologisch afvoerregime in onze waterlopen drastisch verstoord. Door de veranderde waterafvoer verandert ook het sedimenttransport in de waterloop en zal de rivierbedding zich aanpassen en een andere vorm aannemen. Deze wijzigingen in omvang en kwaliteit van aquatische leefgebieden hebben de structuur van aquatische levensgemeenschappen verslechterd. Het op- of verstuwen van rivieren wordt daarom als één van de belangrijkste bedreigingen voor aquatische biodiversiteit beschouwd. Het verstoord afvoerregime in veel Vlaamse waterlopen is vermoedelijk een belangrijke verklaring waarom veel waterlichamen ver van de doelstellingen van de KRW verwijderd blijven.

Om de door Europa vastgelegde doelstellingen te kunnen halen zal Vlaanderen naast verdere inspanningen in de openbare waterzuivering ook moeten investeren in de verbetering van de hydromorfologische kwaliteitselementen. Dit kan door waterlopen te beheren zodat natuurlijke variabele afvoerregimes gecreëerd worden die structuurherstel kunnen initiëren waardoor ook de biologische kwaliteitselementen zich zullen kunnen herstellen. Ook Europa vraagt om in toenemende mate aandacht te besteden aan de toepassing van ecologische afvoerregimes of Eflows in het beheer van onze oppervlaktewaterlichamen. Eflows kunnen bijgevolg omschreven worden als 'de kwaliteit, kwantiteit en timing van waterafvoeren die nodig zijn voor het ondersteunen en behouden van de componenten, functies, processen en veerkracht van aquatische ecosystemen en de voordelen die ze leveren aan mensen'. Eflows moeten er voor zorgen dat aquatische biotopen en hun typerende soorten of soortgroepen terug voorkomen in de waterloop. Daardoor bepaalt het ecologisch afvoerregime ook mee de daaraan gekoppelde beoordeling van het waterlichaam. Het instellen van Eflows kan dus als sturend beschouwd worden voor bepaalde parameters uit het meetnet hydromorfologie (bv. stroomkuilenpatroon, stromingsvariatie, sedimentbanken, meanderingsgraad, type beddingsubstraat en abundantie waterplanten) en de ecologische vereisten van bepaalde soortgroepen (bv. vissen gebonden aan stromend water of overstromingsvlaktes).

Via de hier ontwikkelde maatlatten moet getoetst kunnen worden hoe ver de huidige afvoerregimes van bepaalde waterlichamen afwijken van de gewenste ecologische afvoerregimes. Deze beoordeling kan aangewend worden als een verklaring voor slechte Ecologische Kwaliteits Coëfficiënt (EKC)-scores voor hydromorfologie en de biologische kwaliteitselementen. De beoordeling is echter een niet op zichzelf staande rapportering of beoordeling, maar is er ter ondersteuning van de rapportering i.f.v. de KRW en de

Deelmaatlat Hydrologie

Deelmaatlat Verstuwing

$$S = \frac{\Delta h \text{ kunstwerken}}{\Delta h \text{ rivier}} \qquad V = 1 - \frac{\Delta h \text{ kunstwerken}}{\Delta h \text{ rivier}}$$

$$\frac{\text{Totale lengte van de vrij afstromende trajecten met CF10\% (km)}}{\text{Totale lengte van de rivier (km)}}$$

De derde methode geeft informatie over het verlies van hellingsgraad en bijgevolg over het stroomvermogen van of de mate van energieverdeling over de waterloop. Onderstaande formule wordt gebruikt in een hoogteverschil-script:

$$\text{Score} = \text{minimum}\left(\frac{\Delta h \text{ model}}{\Delta h \text{ interp, 1}}\right)$$

Daar waar een lagere helling aangetroffen wordt dan verwacht, kunnen we stellen dat de waterloop zich in een matigere of slechtere toestand bevindt. Dergelijke informatie kan van belang zijn bij de onderbouwing, planning en uitvoering van beekherstelprojecten. Het rapport beschrijft voor alle drie de methodes de datanoden, de dataverwerking, de toepasselijkheid en de belangrijkste voor- en nadelen. Vergelijking van de drie methodes toont aan dat de scores voor de vijf beschouwde waterlopen onderling niet veel van elkaar afwijken. De resultaten (i.e. de Bosbeek, de Laan en de Zuunbeek = matig, de Herk = ontoereikend en de Marke = slecht) liggen bovendien in lijn met wat verwacht werd op basis van expertkennis. De drie methodes zijn toepasbaar voor het berekenen van een verstuwingsmaatlat. Een vierde potentiële methode die gebaseerd is op het stroomvermogen van rivieren wordt kort beschreven maar niet verder uitgewerkt in dit rapport. Voor de waterbeheerder is het echter in praktijk vermoedelijk noch haalbaar noch nuttig om verstuwingscores te berekenen volgens vier verschillende methodes. Het lijkt zinvoller om, mede gebaseerd op doelstelling, toepasselijkheid en haalbaarheid, te kiezen voor slechts één methode. Daarom wordt in dit rapport methode 3 als meest aangewezen methode naar voor geschoven. De mogelijkheden om deze methode op grote schaal toe te passen, bijvoorbeeld door gebruik te maken van LIDAR gegevens, dienen verder onderzocht te worden. Bij gebrek aan invoergegevens op bepaalde waterlopen om methode 3 toe te passen, kunnen methodes 2 en 1 als alternatieve methodes gezien worden om een score te berekenen.

Eflow beoordeling

Een globale Eflow score per waterlichaam werd gegenereerd door de scores van de verstuwingsmaatlat en de hydrologische maatlat te combineren en het 'one out, all out' principe toe te passen. Volgens deze gecombineerde beoordeling hebben de Bosbeek, de Laan en de Zuunbeek een matig, de Herk een ontoereikend en de Marke een slecht Eflow regime. Om de betrouwbaarheid van de hydrologische beoordelingsmethode en bij uitbreiding de globale Eflow score te verhogen zijn echter bijkomende inspanningen en investeringen nodig, met name o.a. op het vlak van verzamelen van kwaliteitsvollere debietsdata en het modelleren van referentie-afvoeren.

English abstract

The European Water Framework Directive (WFD) set out clear deadlines for a general requirement for ecological protection, and a general minimum chemical standard for all surface waters. These are the two elements "good ecological status" and "good chemical status". The objectives set for the river basins (ecological status, quantitative status, chemical status and protected area objectives) are to be reached within a tight timescale. To safeguard Europe's water resources there is an urgent need to better address over-abstraction of water and to recognize that water quality and quantity are intimately related within the concept of "good status". This required an EU-wide acknowledgement of the ecological flows (Eflows), i.e. the "amount of water required for the aquatic ecosystem to continue to thrive and provide the services we rely upon" (CIS guidance document n°31 - Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive). To reach the targets set by the EU, WFD Flanders will need to step up and invest in the improvement of the hydromorphological characteristics of its rivers. This can be done by applying a quantitative water management whereby all natural flow components are included as operational targets, i.e. from base flows (including low flows) to flood regime (magnitude, frequency, duration, timing and rate of change). The recognition that the hydrological regime plays a primary role in determining physical habitats, which in turn determines the biotic composition and support production and sustainability of aquatic ecosystems, is key.

In this study two methods, a “hydrologic” and an “impoundment assessment” method, are presented that assess how different the actual flow regimes of streams are from the desired ecological flow regimes. The outcome of the assessments could provide an explanation for inadequate “Ecological Quality Ratio” (EQR) scores for hydromorphology and the “Biological Quality Elements” (BQE). An EQR with a value of one represents reference conditions and a value of zero represents a severe impact.

A hydrologic assessment method

In this Eflow-assessment method hydrologic data from the waterinfo.be portal were used. Daily discharge data from reference sites, i.e. in our case “Best Available Sites” (BAS) due to complete absence of undisturbed reference sites, were analyzed. The BAS were selected on the presence of populations of characteristic rheophilic fish species. The assumption was made that the flow regimes at these BA-sites are representative for minimum suitable discharge/flow conditions for the conservation of the rheophilic fauna. For these BAS, the flow data were analyzed in order to distil potentially “Ecologically-Relevant Streamflow Statistics” (ERSS). The ERSS were then used to define ecologically important flow building blocks. The building blocks were determined in analogy with the “Building Block Methodology” (BBM). The BBM is essentially a prescriptive approach, designed to construct a flow regime for maintaining a river in a predetermined condition. The methodology is based on the concept that some flows within the complete hydrological regime of a river are more important than others for maintenance of the riverine ecosystem, and that these flows can be identified, and described in terms of their magnitude, duration, timing and frequency. In combination, these flows constitute the “Ecological Flow Requirement” (EFR) as a river-specific modified flow regime, linked to a predetermined future state. The goal was to select a limited set of ERSS that are representative for a flow regime that is crucial and relevant for the characteristic rheophilic species and that help to define important building blocks. The calculation of potential relevant hydrologic indices, or in other words of the ERSS, was done with the software package “EflowStats”. It calculates a suite of ecological flow statistics and fundamental properties of daily streamflow for a given set of data. The EflowStats package was created to simplify the

process of generating hydrologic indicator statistics using daily streamflow records. Despite the calculation of more than 171 hydrologic indices, only few indices were found suitable and relevant to integrate in our assessment method as they represented one of the discharge components characteristic for a natural flow regime. Finally, the indices FL1, FH5 and RA7 were incorporated in our method (FL1, 'a low flood pulse count and variability in pulse count', is relevant to support a low flow building block; FH5, 'flood frequency', is relevant for a high flow building block; RA7 incorporates 'change of flow - rate of change'). For all selected streams, the three hydrological indices were calculated and a "Suitability Index" (SI) was assigned to each result. For the final assessment of the water body, these SI's can be used to calculate a score based on the average or on the 'one out, all out' principle where the least good score determines the final score. Because of the dubious quality of some of the flow data this is translated in the outcome of the calculations of the hydrological indices via EflowStats and thus also in the reliability of the outcome of the hydrologic assessment method. The report therefore also discusses the potential bottlenecks in the application of this method. In addition to better flow data, the lack of good reference situations in Flanders also impedes the calculation of the hydrologic method.

An impoundment assessment method

Most, if not all, (small) streams and rivers in Flanders are impacted by (small) weirs, sluices, watermills, ... These transverse barriers to the flow in a stream/river impound water upstream. All of these barriers are used for retaining water for many purposes (eg. shipping, agriculture, hydropower and even groundwater dependent terrestrial ecosystems) and the stream/river is transformed into an impoundment upstream. Due to these impoundments, the natural dynamics, the natural flow velocity, the slope/gradient and stream power of rivers and streams have decreased significantly in many places, which has further reduced the chances of conservation, establishing and restoring of the typical rheophilic fauna. In this study, we try to analyze and quantify the cumulative effect that weirs have on stream ecosystems providing an explanation for whether or not the ecological quality objectives have been attained. To quantify the negative effects of weir-impoundments, three different calculation methods are presented. Existing river survey plans of the Flemish Environment Agency (VMM) were therefore used. The three scoring methods were tested on a number of streams. The first and simplest method calculates how much of a river's natural slope/gradient is 'removed' by weirs. The result of the calculations ' Δh weirs / Δh river' and $1 - (\Delta h \text{ weirs} / \Delta h \text{ river})$ ' are a measure for respectively the 'degree of impoundment' and preservation of the river's natural slope. The second method quantifies how much length of the river is still free-flowing and how much length of the river is affected by impoundments. A simple formula ' $\text{Total length of the free-flowing sections with CF10\%} \times (\text{km}) / \text{Total length of the river (km)}$ ' is used to calculate how much river habitat is still free-flowing (*CF10% = a 10% correction factor is applied to compensate for a certain underestimation of the actual impoundment). The third method provides information about the loss of slope and consequently about the loss of stream power or the degree of energy distribution over the watercourse. The formula ' $\text{Score} = \text{minimum} (\Delta h \text{ model} / \Delta h \text{ interp}, 1)$ ' is used in 'a height difference script'. Where a lower slope than expected is found, it is said that the watercourse is in a moderate or worse condition. This information can be important in the substantiation, planning and implementation of stream restoration projects. The report also describes the data needs, data processing, applicability and the main advantages and disadvantages for all three methods. Comparison of the three methods shows that the scores for the streams considered do not differ much from each other. In practice, however, it is probably neither feasible nor useful for water managers to calculate impoundment scores according to three different methods. The third method can potentially

be applied on a larger scale, for example by using LIDAR data, and should be further investigated. In the absence of input data on certain waterways to apply method 3, methods 2 and 1 can be seen as alternative methods to calculate an impoundment-score.

Eflow assessment

It is possible to generate an overall Eflow score for (small) streams by combining the hydrologic- and impoundment method scores and applying the 'one out, all out' principle. According to this combined assessment, the (small) streams assessed in this study had a moderate, poor or bad Eflow regime. However, additional efforts and investments are required to increase the reliability of the hydrological assessment method and by extension the overall Eflow score, especially in the field of collecting more reliable flow data and modeling reference flows.

Inhoudstafel

1	Inleiding	18
1.1	De Europese Kaderrichtlijn Water	18
1.2	Decreet Integraal Waterbeleid	19
1.3	OPPERVLAKTEWATERTEKORTBEHEERDOELSTELLINGEN (VLAREM II)	19
1.4	Crisisbeheer bij droogte.....	19
2	Eflow	21
2.1	Definities.....	22
2.2	Eflow componenten	23
2.3	Het belang van natuurlijke variabele afvoerregimes.....	26
2.4	Het ‘Natural Flow Regime’	28
3	Doel en scope van de beoordeling	29
4	Studiegebied	30
5	Deelmaatlat hydrologie	33
5.1	Stappenplan bij de onderbouwing van een hydrologische beoordelingsmethode	33
5.1.1	Referentiecondities vs. best beschikbare condities	34
5.1.2	Best Beschikbare Locaties (BBL’s).....	35
5.1.3	Kenmerkende soorten	36
5.1.3.1	Ecologische reacties van biota op veranderde afvoerregimes.....	36
5.1.3.2	Vissen als ecologische indicatoren of kenmerkende soorten	37
5.1.3.3	Keuze voor stroomminnende vissoorten als kenmerkende soorten	38
5.1.3.4	Ecologische profielen van stroomminnende vissoorten	39
5.1.4	Datasets	42
5.1.5	Ontwerpen van Eflow afvoerregimes voor rivieren m.b.v. ‘Building Block Methodology’	47
5.2	EflowStats en ecologisch relevante afvoerstatistieken	49
5.2.1	Inleiding	49
5.2.2	Controle datakwaliteit	51
5.2.3	Resultaten EflowStats.....	54
5.3	Scoreberekening hydrologische maatlat	56
5.3.1	Geschiktheidsindices	56
5.3.2	Scoreberekening op basis van het ‘gemiddelde van de GI’s’	59
5.3.3	Scoreberekening op basis van ‘one out all out’ principe.....	60
5.3.4	Vergelijking van beide scoreberekeningen.....	62
5.4	Evaluatie van de hydrologische maatlat.....	62
6	Deelmaatlat Verstuwing	64
6.1	De impact van stuwen op rivieren.....	64
6.2	Toetsingskader / toepassingsgebied	66
6.3	Terminologie.....	67
6.3.1	Verhang of helling.....	67
6.3.2	Verval.....	67

6.3.3	Stroomvermogen in functie van rivierstructuurherstel en ecologische afvoerregime's.....	68
6.4	Opmetingsplannen en oppervlaktewatermodellen van Vlaamse beken en rivieren van 1ste Categorie.....	71
6.4.1	Databeschikbaarheid	71
6.4.1.1	Lengteprofielen op basis van het digitaal hoogtemodel (DHMV)	72
6.5	Berekenen van de verstuwingsgraad van Vlaamse beken en rivieren	72
6.5.1	Methode 1: Bepalen van het cumulatief verval door kunstwerken.....	72
6.5.1.1	Inleiding	72
6.5.1.2	Methodiek voor het berekenen van het cumulatief verval.....	73
6.5.1.3	Cumulatief verval van de geselecteerde rivieren	75
6.5.1.4	Score 'cumulatief verval'	79
6.5.2	Methode 2: Bepalen van hoeveel lengte van de rivier vrij afstromend is	80
6.5.2.1	Inleiding	80
6.5.2.2	Methodiek voor het kwantificeren en in kaart brengen van vrij afstromende riviertrajecten	81
6.5.2.3	Score 'percentage vrij afstromend'	85
6.5.3	Methode 3: Bepalen van de afwijking tussen de vastgestelde en verwachte hellingsgraad.....	87
6.5.3.1	Inleiding	87
6.5.3.2	Methodiek voor het berekenen van het verlies aan hellingsgraad.....	87
6.5.3.3	Scores per individueel lijnstuk op basis van 'hoogteverschil als maat voor hellingsgraad'	91
6.5.3.4	Scores plotten in QGIS	93
6.5.3.5	Globale score per waterloop op basis van 'hoogteverschil als maat voor hellingsgraad'	95
6.5.4	(Methode 4): Score-beoordeling op basis van het berekende stroomvermogen.	97
6.6	Vergelijking van de 3 methodes voor berekening van de verstuwingsmaatlat	97
7	Eflow-score op basis van 'deelmaatlat hydrologie' en 'deelmaatlat verstuwings'	99
8	Besluit	101
9	Referenties	102
10	Bijlagen	108
10.1	Internationale toepassingen van de Building Block Methodology.....	108
10.2	Definities voor de 171 hydrologische indices uit Eflowstats (Henriksen et al., 2006; Archfield et al., 2013; USGS).....	115
10.3	EFlowStats conceptvoorbeeld	124
10.3.1	Inleiding	124
10.3.2	Datasets	126
10.3.3	Verkennen data	133
10.3.4	Toepassen EFlowStats op basis van het EFlowStats Package.....	134
10.4	Hoogteverschil-script (Verval Rivieren)	142
10.4.1	Data.....	142
10.4.2	Analyse.....	144
10.4.3	Berekening verhouding gemeten (gemodelleerde) en verwachte (geïnterpoleerde) waarde.....	144

	populaties van kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten en de gegevens omtrent de typologie van de desbetreffende rivieren die allen behoren tot het type Grote beek (Bg) en Grote beek Kempen (BgK) en de berekende EKC-scores voor de kwaliteitselementen vissen, macro-invertebraten (MMIF) en hydromorfologie (HM) en de waterkwaliteit (fysicochemie). Kleurcodes: blauw = vismeetpunt met 2 of meer kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten, groen = vismeetpunt met 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, oranje = vismeetpunt met potentieel 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, bruin = vismeetpunt met enkel de 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, rood = vismeetpunt met slechts 1 of geen begeleidende stroomminnende vissoorten.	46
Tabel 7	Overzicht van de vijf categorieën waarin de hydrologische EflowStats indicatoren kunnen ondergebracht worden.	50
Tabel 8	Overzicht van de historische debietsdata per hydrologisch jaar per locatie (periode: 1972-1993). 'Kruisjes' ('x') geven aan in welk hydrologisch jaar de data sterk onvolledig waren en dus direct uit de dataset verwijderd werden. De letter 'N' geeft aan dat na stricte toepassing van het criterium voor imputatie van data de gegevensreeks als 'Niet Geschikt' werd bevonden. De vermelding 'OK' geeft aan in welke hydrologische jaren de 'data volledig' waren of enkel kleine gaten met minder dan vijf opeenvolgende dagen met ontbrekende debietswaarden werden geïmputeerd.	53
Tabel 9	Overzicht van de historische debietsdata per hydrologisch jaar per locatie (periode: 1994-2016). 'Kruisjes' ('x') geven aan in welk hydrologisch jaar de data sterk onvolledig waren en dus direct uit de dataset verwijderd werden. De letter 'N' geeft aan dat na stricte toepassing van het criterium voor imputatie van data de gegevensreeks als 'Niet Geschikt' werd bevonden. De vermelding 'OK' geeft aan in welke hydrologische jaren de 'data volledig' waren of enkel kleine gaten met minder dan vijf opeenvolgende dagen met ontbrekende debietswaarden werden geïmputeerd.	53
Tabel 10	Beschrijving van de vier geselecteerde en relevante hydrologische indices.	55
Tabel 11	Weergave van de output range van waarden voor de drie geselecteerde hydrologische indices en de onderverdeling in geschiktheidsklassen.	56
Tabel 12	EflowStats berekeningen van drie hydrologische indices (FL1, FH5 en RA7) met toekenning van een geschiktheidsindex (GI).	58
Tabel 13	Gemiddelde van de GI's van de drie hydrologische indices (FL1, FH5 en RA7) per waterlichaam en gesorteerd van groot naar klein en ingekleurd volgens de vastgelegde kwaliteitsklasse.	59
Tabel 14	Vijf kwaliteitsklassen/categorieën van slecht tot zeer goed voor onderverdeling van de scoreberekening op basis van het gemiddelde van de GI's, inclusief klassegrenzen.	59
Tabel 15	Legende voor de kleurcodes van de riviernamen zoals toegepast in tabel 13 en 17.	60
Tabel 16	Laagst toegekende GI voor de drie hydrologische indices (FL1, FH5 en RA7) per waterlichaam gesorteerd van groot naar klein en ingekleurd volgens kwaliteitsklasse.	61
Tabel 17	Vier kwaliteitsklassen/categorieën van ontoereikend/slecht tot zeer goed voor onderverdeling van de scoreberekening op basis van 'one out, all out' principe, inclusief klassegrenzen.	61

1 INLEIDING

Het afvoerregime is de primaire bepalende factor voor de structuur en het functioneren van aquatische ecosystemen van beken en rivieren. Op wereldschaal hebben hydrologische veranderingen de ecologische toestand van rivierecosystemen verslechterd. Daarom is de ontwikkeling van (regionale) **ecologische afvoerregimes (Eflows)** in functie van de Europese Kaderrichtlijn Water, het Decreet Integraal Waterbeleid en de Oppervlaktewatertekortbeheerdoelstellingen (VLAREM II) van groot belang.

1.1 DE EUROPESE KADERRICHTLIJN WATER

Eén van de belangrijkste milieuriichtlijnen voor aquatische systemen in Europa is de Europese kaderrichtlijn Water (KRW). Deze richtlijn is sinds 22 december 2000 van kracht en tekent een uniform waterbeleid uit in de hele Europese Unie. Het doel van de KRW is de watervoorraden en de waterkwaliteit in Europa veilig stellen en de gevolgen van overstromingen en perioden van droogte afzwakken. De KRW verplicht de lidstaten duurzaam met water om te springen. Hiervoor moeten ze beheerplannen opstellen per stroomgebied (Europees parlement, 2000).

De KRW stelt voor alle waterlichamen de 'goede chemische toestand + goede ecologische toestand/potentieel' als doel voorop. Voor natuurlijke oppervlaktewateren betekent dit onder meer een goede ecologische toestand, die bepaald wordt door de biologische kwaliteitselementen fytoplankton, macrofyten, fyto-benthos, macro-invertebraten en vissen, en een aantal hydromorfologische, chemische en fysisch-chemische parameters. Voor kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewateren kunnen de doelstellingen echter lager liggen (= goed ecologisch potentieel). Bij de eindbeoordeling van een waterlichaam bepaalt de minst goede score de eindscore ('one out, all out' principe). Er wordt een onderscheid gemaakt tussen grotere watersystemen, de zogenaamde Vlaamse waterlichamen, en kleinere waterlichamen, de zogenaamde lokale waterlichamen van eerste orde.

In 2010-2015 werd de waterkwaliteit van 195 Vlaamse waterlichamen en 306 lokale waterlichamen van de eerste orde beoordeeld. De goede ecologische toestand en goed ecologisch potentieel werd voor geen enkel van de beoordeelde Vlaamse waterlichamen behaald. Slechts 23 % van de Vlaamse waterlichamen behaalde een matige ecologische toestand. De afstand tot de doelstelling van de kaderrichtlijn Water is dus nog erg groot. Slechts één Vlaams waterlichaam behaalde de doelstelling voor de fysisch-chemische kwaliteit. Van de algemene fysisch-chemische parameters was 'totaal fosfor (TP)' het vaakst problematisch. Van de biologische kwaliteitselementen behaalden fytoplankton (45 %), macro-invertebraten (28 %) en fyto benthos (23 %) relatief het vaakst de doelstelling. Het percentage dat de doelstelling behaalde voor vissen lag erg laag (9 %) (WUP, 2016).

Het algemeen beeld van de ecologische toestand (of potentieel) van de lokale waterlichamen van de eerste orde leek erg op dat van de Vlaamse waterlichamen. Toch was er één lokaal waterlichaam dat het goed ecologisch potentieel behaalde. Het percentage 'niet-beoordeelde waterlichamen' lag hier echter meestal gevoeliger hoger dan bij de Vlaamse waterlichamen. Bovendien werd fytoplankton voor geen enkel lokaal waterlichaam van de eerste orde in overweging genomen.

Samenvattend: van de 501 waterlichamen, Vlaamse en lokale eerste orde samen, bevond 80 % zich in een slechte of ontoereikende ecologische toestand en bijna 20 % scoort matig (WUP, 2016).

1.2 DECREET INTEGRAAL WATERBELEID

Het decreet Integraal Waterbeleid van 18 juli 2003 (BS 14 november 2003, err.BS 5 december 2003) zet de KRW om naar de Vlaamse wetgeving. Dit decreet gaat verder dan de KRW door ook een goede kwantitatieve toestand na te streven. Voor oppervlaktewater (OW) gelden volgende doelstellingen:

- 2015 (2027): goede chemische toestand + goede ecologische toestand/potentieel (KRW);
- 2021 (2027): goede kwantitatieve toestand (verder dan KRW). De goede kwantitatieve toestand behelst zowel de waterstand, het debiet en de stroomsnelheid in het oppervlaktewaterlichaam (m.i.v. seizoenale schommelingen) die nodig zijn om de milieudoelstellingen te bereiken.

1.3 OPPERVLAKTEWATERTEKORTBEHEERDOELSTELLINGEN (VLAREM II)

Onder watertekort wordt verstaan: de kwantitatieve toestand van een oppervlaktewaterlichaam die gekenmerkt wordt door een significant onevenwicht tussen het watergebruik en de natuurlijke waterbeschikbaarheid waardoor de doelstellingen van het integraal waterbeleid, vermeld in artikel 5, eerste lid, 3°, 5°, 6° en 8°, van het decreet van 18 juli 2003 in het gedrang komen.

De oppervlaktewatertekortbeheerdoelstellingen hebben tot doel om de kosten en de bedreigingen voor de samenleving ten gevolge van watertekorten te beperken en te streven naar een duurzame beschikbaarheid van water voor de mens, scheepvaart, watervoorziening, industrie, landbouw, ecologie, onroerend erfgoed en recreatie.

Bovendien streven de oppervlaktewatertekortbeheerdoelstellingen voor het aspect ecologie naar laagwaterafvoeren die compatibel zijn met de realisatie van de goede ecologische toestand of het goede ecologische potentieel, vermeld in artikel 5 van het decreet van 18 juli 2003, en de realisatie van de instandhoudingsdoelen voor de speciale beschermingszones, vermeld in artikel 36bis van het decreet van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu en de besluiten van de Vlaamse Regering van 23 april 2014 tot aanwijzing van de speciale beschermingszones en tot definitieve vaststelling van de bijhorende instandhoudingsdoelstellingen en prioriteiten.

1.4 CRISISBEHEER BIJ DROOGTE

Langdurige droogtes, zoals in 2017, 2018 en 2019 hebben uiteraard een directe impact op de waterpeilen en debieten in de Vlaamse waterlopen die op hun beurt verhoogde watertemperaturen, lage(re) zuurstofconcentraties, hogere polluenten concentraties, verzilting (zoutstress), verminderde werking van visdoorgangen, droogval,... tot gevolg kunnen hebben (Figuur 1). Dit kan leiden tot een verslechterde ecologische toestand. Ook de kans op

acute ecologische problemen zoals vissterfte, (blauw-)algenbloei, botulisme,... neemt sterkt toe bij dergelijke omstandigheden en werd op meerdere locaties vastgesteld.



Figuur 1 Bedding van de Zwarte beek (links) en drooggevalen overstromingsgebied Eel (rechts) tijdens de zomer van 2018 (Foto links: VMM, Foto rechts: provincie Antwerpen).

Een laagwaterstrategie dringt zich op die afspraken inhoudt over minimumpeilen of -debieten, over de verdeling van het water, over de verschillende sectoren en over eisen aan de waterkwaliteit die wordt ondersteund door een duidelijke reglementering.

Na de waterschaarste en droogte in 2017 en 2018 werd een evaluatierapport opgesteld door de coördinatiecommissie 'Integraal Waterbeleid'. De rapporten bundelen de kennis en ervaringen van de betrokken CIW-werkgroepen, de droogtecommissie en het provinciale crisioverleg onder leiding van de gouverneurs. Vanuit de ervaringen met de waterschaarste en droogte werden aanbevelingen geformuleerd over de coördinatie van het crisisbeheer, de verdere uitwerking en afstemming van de crisiscommunicatie, de verdere kennisopbouw en de uitwerking van regelgeving en instrumenten.

Beide rapporten kunnen worden geraadpleegd op volgende locaties:

- <http://www.integraalwaterbeleid.be/nl/publicaties/afbeeldingen/evaluatierapport-droogte-2017/view>;
- <http://www.integraalwaterbeleid.be/nl/nieuws/downloads-van-nieuwsberichten/tussentijds-evaluatierapport-waterschaarste-en-droogte-2018-1/view>.

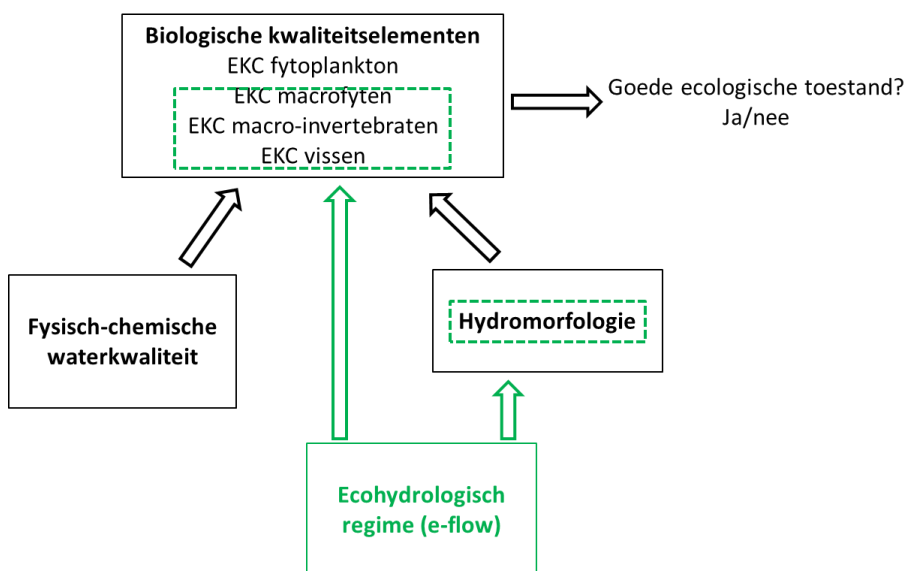
2 EFLOW

Ondanks de algemene waterkwaliteitsverbetering van de Vlaamse waterlichamen, zoals gemeten in de periode 2007-2013, en de ontwikkeling van (regionale) milieuriichtlijnen voor water zoals de KRW, het Decreet Integraal Waterbeleid en de Oppervlaktewatertekortbeheerdoelstellingen (VLAREM II) worden waterbeheerders geconfronteerd met het feit dat er de afgelopen drie jaar geen vooruitgang in de kwaliteit meer op te merken is (VMM, 2017). Dit betekent dat bepaalde doelstellingen mogelijk niet gehaald zullen worden (o.a. KRW-doelstellingen).

Een verstoord afvoerregime kan een mogelijke verklaring zijn waarom voor een bepaald waterlichaam de afstand tot de doelstellingen van de KRW ver verwijderd blijft. Daarom wordt er in dit rapport een beoordelingskader uitgewerkt zodat kan getoetst worden in hoeverre de huidige afvoerregimes van bepaalde waterlichamen afwijken van de gewenste ecologische afvoerregimes.

Het Eflow regime zorgt ervoor dat aquatische biotopen en hun typerende soorten of soortgroepen al dan niet kunnen voorkomen in de waterloop. Daardoor bepaalt het Eflow regime mee de daaraan gekoppelde beoordeling van het waterlichaam.

Eflows oefenen een belangrijke invloed uit op de morfologische kenmerken van het waterlichaam, m.a.w. de hydromorfologie, en hierdoor indirect op de biologische kwaliteitselementen. Anderzijds kan er ook een meer directe invloed zijn op deze biologische kwaliteitselementen (Figuur 2).



Figuur 2 Schematische voorstelling van (in)directe interacties tussen de biologische kwaliteitselementen, Eflows, de hydromorfologie en de fysisch-chemische waterkwaliteit die samen de ecologische toestand van een waterlichaam bepalen: Eflows oefenen een directe invloed uit op de morfologische kenmerken (hydromorfologie) van het waterlichaam (kleine groene pijl) en een indirecte invloed op de biologische kwaliteitselementen (rechtse zwarte pijl). Anderzijds kan er ook een meer directe invloed zijn op deze biologische kwaliteitselementen (grote groene pijl) (bron: VMM).

- *Eflow is niet enkel de kwaliteit, kwantiteit, timing van waterafvoeren en waterpeilen maar handelt ook over **stromingsvariatie of stroomsnelheidsvariatie**. Het is nu algemeen aanvaard dat een natuurlijk variabel stromingsregime nodig is voor het duurzaam behoud van zoetwater ecosystemen (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002).*

Gezien in de beoordelingsmethodiek verbanden moeten gelegd worden, o.a. tussen de biologische kwaliteitselementen en het afvoerregime, opteren we er voor om de term **Eflow** in dit rapport in te vullen als ‘**ecological flow**’ of ‘**ecologische afvoer**’.

2.2 EFLOW COMPONENTEN

Ecological flow (Eflow) kan zeer breed benaderd worden en er kan een onderscheid gemaakt worden tussen volgende vier componenten:

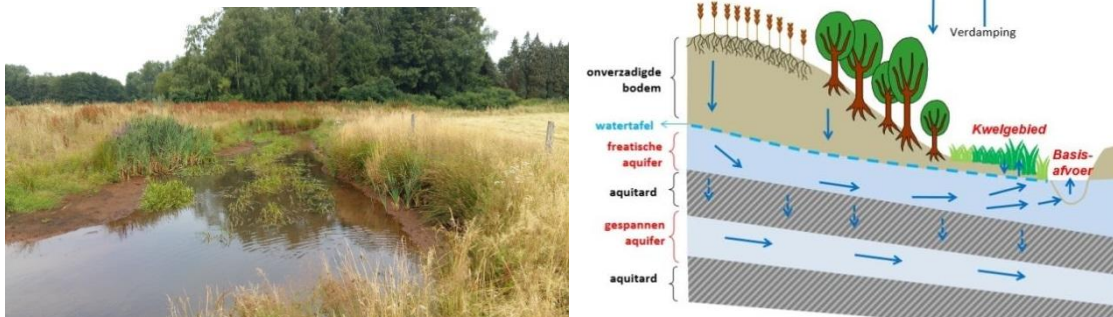
- **Beddingcomponent.** Het afvoerregime is mede bepalend voor de samenstelling van de levensgemeenschappen van plant- en diersoorten binnen de bedding van de waterloop. Wijzigingen in het afvoerregime door menselijke ingrepen en externe invloeden (zoals klimaatwijziging) hebben een effect op alle trofische niveaus (Figuur 3). Kennis van processen en het begrijpen en interpreteren van trend-veranderingen in het functioneren van het ecosysteem, de biodiversiteit en ecosysteemdiensten is essentieel voor een goed beheer van onze rivieren. Het al dan niet voorkomen van bepaalde biotische groepen (fytoplankton, zoöplankton, macro-invertebraten, vissen, macrofyten, ...) heeft immers gevolgen voor de beoordeling van waterlichamen i.f.v. de KRW en de biologische kwaliteitselementen en de Habitatrichtlijn¹ (92/43/EEG) (Habitattype 3260², Bijlage II-vissoorten³, ...). Deze KRW doelstellingen zijn afdwingbaar en het niet halen ervan kan leiden tot boetes of verminderde EU-subsidies.
- **Grondwatercomponent.** Rivieren worden deels gevoed door grondwater dat na een regenbui in de bodem infiltreert en via drainage en grondwaterstromingen naar de rivier toestroomt, en deels door oppervlakkige afstroming van regenwater. Het rivierwater wordt vervolgens afgevoerd naar stroomafwaarts gelegen gebieden (Figuur 3). Waterpeilen in oppervlaktewaterlichamen vertalen zich door in grondwaterstanden en kunnen daardoor de toestand beïnvloeden van grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen (GWATE's), waaronder enkele habitats uit de Habitatrichtlijn. Door de Dienst Grondwaterbeheer (VMM, Afdeling Operationeel

¹ Richtlijn inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna.

² Ondiepe beken en rivieren met goede structuur en watervegetaties

³ Voor de dier- en plantensoorten die op bijlage 2 staan van de Habitatrichtlijn, moet elke lidstaat maatregelen nemen zodat de populaties van deze soorten duurzaam zouden blijven. Voor elk van deze soorten (als ze niet zijn uitgestorven) heeft Vlaanderen gebieden afgebakend en zijn er doelen vooropgesteld.

Waterbeheer) werd hiervoor reeds een beoordelingskader uitgewerkt i.s.m. het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO).



Figuur 3 Illustratie bij de bedding- en grondwatercomponent van Eflows (Foto links: Zwarte Beek – INBO; Figuur rechts: VMM).

- Overstromingscomponent.** Een overstroming wordt, overeenkomstig de Europese overstromingsrichtlijn (2007/60/EG), gedefinieerd als: het tijdelijk onder water staan van land dat normaliter niet onder water staat - vanuit de zee, beken en rivieren (met mogelijke uitsluiting van overstromingen door rioolstelsels). Bij langdurige neerslag of uitzonderlijke buien treedt verzadiging op van de bodem. Het neerslagwater kan minder infiltreren, waardoor de afstroming naar de rivier verhoogt. De grotere aanvoer via afstroming en grondwaterstroming doet het rivierdebiet toenemen. Wanneer de rivierafvoer te groot wordt en het rivierkanaal de hoeveelheid water niet meer tijdig kan afvoeren, treedt de rivier buiten haar oevers (Figuur 4). Overstromingen van de vallei vanuit de waterloop hebben een selecterend effect: bepaalde soorten of soortgemeenschappen kunnen wel of niet tot ontwikkeling komen bij een bepaald overstromingsregime (frequentie, diepte, duur, timing en waterkwaliteit). Een overstroming is een natuurlijk fenomeen, maar door aanpassingen aan (1) de infiltratiegebieden (minder voeding van grondwater, versnelde regenwaterafvoer,...), (2) de overgangsgebieden (minder sponswerking en versnelde ontwatering), (3) de overstromingsgevoelige gebieden (inperking door dijken, drainage van de vallei, bodemverdichting, wijzigingen landgebruik, onaangepast landbeheer,...) en (4) de waterloop (verdiepen van de vaargeul, beïnvloeden aan-/afvoer via stuwen, indijken, aftakkingen naar kanalen, rechte trekkingen,...) is het overstromingsproces sterk gewijzigd. Zowel het regime van de overstromingen, de grootte en de locatie van het overstromingsgebied als de effecten van de overstroming en van het stroomopwaarts binnendringen van het getij, zijn dan ook sterk antropogeen beïnvloed. Naarmate een overstromingsregime als meer natuurlijk beschouwd wordt, zullen er meer kansen zijn voor natuurlijke valleivegetaties, waaronder verschillende Bijlage I-habitats van de Habitatrichtlijn. De natuurlijkheidswaarde stijgt naarmate het functioneren dichter aanleunt bij de natuurlijke werking. Een toename in overstromingsoppervlakte, -frequentie en -duur

De Overstromingsrichtlijn van 2007 vraagt de lidstaten om maatregelen te nemen tegen de negatieve gevolgen die overstromingen kunnen hebben. Ze verplicht de lidstaten om overstromingsrisicobeheer-plannen (ORBP) op te maken. In gebieden waar zich overstromingen kunnen voordoen moeten doelstellingen bepaald worden en maatregelen genomen worden om de overstromingsrisico's te beperken en de bevolking, economische activiteiten, ecosystemen en het cultureel erfgoed te beschermen. Europa vraagt om zowel in te zetten op protectieve en preventieve maatregelen als op paraatheid en om maximaal geïntegreerd te werken. De Overstromingsrichtlijn streeft een coördinatie en integratie met de Europese Kaderrichtlijn Water na. Vlaanderen zette beide richtlijnen om in het decreet Integraal Waterbeleid en koos ervoor om de overstromingsrisicobeheerplannen in de stroomgebiedbeheerplannen te integreren (www.integraalwaterbeleid.be). Een beoordeling van de impact van verhoogde overstromingsfrequenties voor de weerhouden maatregelen van de diverse ORBP's werd reeds uitgevoerd door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM, 2014 a en b).

- **Waterkwaliteitscomponent.** Het vermogen tot regulatie van waterkwaliteit door ecosystemen wordt verlaagd door hun slechte ecologische en hydromorfologische toestand. Weloverwogen morfologische en hydrologische ingrepen in oeverzones en waterlopen kunnen dit zogenaamde zelfzuiverende vermogen van ecosystemen sterk doen toenemen en kunnen een mogelijk efficiënte maatregel zijn om de waterkwaliteit verder te verbeteren (Vrebos *et al.*, 2014). De rivierhydrologie is hierbij essentieel: hoge debieten kunnen nl. de verblijftijd van de vuilvrachten in de verschillende compartimenten van het hydrologische systeem sterk inkorten. Hierdoor kan de efficiëntie van bepaalde biologische processen sterk verminderen. Zo wordt nitraatverwijdering door denitrificatie o.a. sterk bepaald door de verblijftijd. Een meer direct effect van waterkwaliteit op waterkwaliteit betreft het verdunningseffect (Figuur 4). Door profielherstel, hermeandering en het toelaten van waterplanten kan de stromingsweerstand (en dus ook het waterpeil) verhoogd worden en bevindt er zich meer water in het systeem. Hierdoor wordt een lokaal verhoogde vuilvracht (bv. lozing) beter gebufferd. Verwijdering van water door middel van onttrekkingen en verhoogde evaporatie kunnen dit bufferend vermogen aantasten, waardoor de impact

van lozingen op de concentraties aan contaminanten groter worden (Vrebos *et al.*, 2014).

Daarnaast kunnen laagwaterperiodes effect hebben op temperatuur en concentratie van bepaalde stoffen. Een ecologisch afwegingskader als input bij het opstellen van een draaiboek 'crisisbeheer droogte' is wenselijk en momenteel in ontwerpfase (Buysse *et al.*, in prep.).



Figuur 4 Illustratie bij de overstromings- en waterkwaliteitscomponent van Eflows. (Foto links: Overstroomde vallei van de Marke in Viane – INBO; Foto rechts: Potentieel afspoelen van mest naar de waterloop - www.landbouwleven.be).

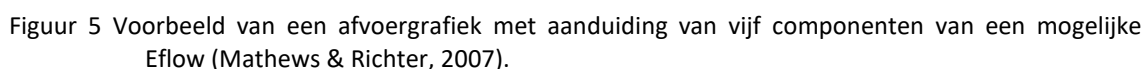
Het Eflow regime kan dus als sturend beschouwd worden voor bepaalde parameters uit het meetnet Hydromorfologie (stroomkuilenpatroon, stromingsvariatie, sedimentbanken, meanderingsgraad, type beddingsubstraat en abundantie waterplanten) en de ecologische vereisten van bepaalde soortgroepen (bv. vissen gebonden aan stromend water of overstromingsvlaktes).

Het is belangrijk om eventuele oorzakelijke verbanden tussen de beschikbare parameters voor het Eflow regime enerzijds en de parameters voor hydromorfologie en biologische kwaliteitselementen anderzijds te definiëren en kwantificeren.

2.3 HET BELANG VAN NATUURLIJKE VARIABLELE AFVOERREGIMES

Vanaf de 20^{ste} eeuwswisseling tot de jaren 60 van vorige eeuw was het waterbeheer vooral gericht op maximale bescherming tegen overstromingen en het genereren van watervoorraden en van energie uit waterkracht. Tijdens de jaren '70 dwongen de ecologische en economische gevolgen van deze projecten de wetenschappers er toe om manieren te zoeken om stuwdammen beter te beheren in functie van het behoud van sommige vissoorten. De initiële focus lag daarbij op het vastleggen van de minimale afvoer ('minimal flow') die nodig was voor het behoud van soorten met zowel economisch (cfr. consumptie) als maatschappelijk (cfr. hengelsport) belang, zoals bijvoorbeeld zalm en zeeforel. Tegen de jaren '90 kwamen onderzoekers tot de conclusie dat de biologische en sociale systemen die in leven gehouden worden door rivieren veel te complex zijn en niet in stand gehouden kunnen worden door een eenvoudig minimaal afvoerregime (Bunn & Arthington, 2002; Richter & Thomas, 2008). Sedertien wordt meer en meer ondersteund dat het herstel en behoud van

Het is nu dus algemeen aanvaard dat een natuurlijk variabel stromingsregime, eerder dan gewoon een minimale lage stroming, nodig is voor het duurzaam behoud van zoetwater ecosystemen (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington, 2002; ...). Dit besef heeft geleid tot de implementatie van Eflow management in duizenden kilometers rivier wereldwijd (Postel & Richter, 2003). De structuur en het functioneren van aquatische ecosystemen wordt voornamelijk veroorzaakt door verschillende afvoeren (lage afvoeren, piekafvoeren,...) die variëren per uur, dag, seizoen, jaar of zelfs langer (Poff *et al.*, 1997) (Figuur 5). Extreme situaties veroorzaakt door extreme gebeurtenissen, zoals overstromingen en droogtes reguleren ecosysteemprocessen en oefenen selectieve druk uit op populaties waardoor ze het relatieve succes van verschillende soorten bepalen (Resh *et al.*, 1988; Hart & Finelli, 1999).



- rechtekkingen en kanalisatie
- landgebruik (cfr. gewijzigde run off)
- wateronttrekking door o.a. industrie, landbouw, ...
- irrigatie
- vraag voor energieproductie (waterkracht)
- klimaatverandering
- ...

Het moet benadrukt worden dat Eflow niet hetzelfde is als 'natural flow' omdat Eflows reeds hydrologisch gewijzigd zijn. The Conservation Gateway stelt: "In tegenstelling tot het natuurlijk afvoerregime laat het Eflow regime een zekere graad van hydrologische verandering toe. Eflows hebben echter wel als doel de patronen en ecologische gevolgen van het natuurlijk afvoerregime na te bootsen".

- sterk gereguleerde, verstuwde en gekanaliseerde waterlopen,
- afwaarts dammen (stuwen, reservoirs),
- in geval van wateronttrekking,
- in geval van transfers tussen verschillende waterbekkens of stroomgebieden (treedt vaak op wanneer water moet voorzien worden voor abstractie of irrigatie of bij waterkrachtcentrales).

De eerste stap bij het uitvoeren van een Eflow evaluatie, nog voor de toepassing van eender welke Eflowbeoordelingsmethode, is het karakteriseren of typeren van het natuurlijk afvoerregime van de rivier die bestudeerd wordt. Het natuurlijk afvoerregime is de norm waartegen waterbeheerders aanvaardbare niveaus van verandering kunnen afwegen. Om een natuurlijk afvoerregime te kunnen toepassen zijn belangrijke hydrologische indicatoren nodig. De hydrologische indicatoren werden beschreven gebruik makende van vijf verschillende groepen (Poff *et al.*, 1997):

- **Omvang/grootte van afvoer:** hoe groot (of klein) is een afvoergebeurtenis ?
- **Frequentie:** hoe vaak treedt een afvoergebeurtenis op ?
- **Duur:** hoe lang duurt de afvoergebeurtenis ?
- **Timing:** speelt het tijdstip van de afvoergebeurtenis een rol ?
- **Snelheid van verandering:** hoe snel verandert de afvoergebeurtenis?

3 DOEL EN SCOPE VAN DE BEOORDELING

Vanuit de Europese commissie werd aan alle Europese lidstaten gevraagd om in toenemende mate aandacht te besteden aan de toepassing van Eflows in het beheer van onze oppervlaktewaterlichamen. In het kader daarvan wenst de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) een methodiek te hanteren voor de beoordeling van ecologische afvoerregimes (Eflows) van Vlaamse waterlichamen.

Zoals geïllustreerd kan Eflow zeer breed benaderd worden en kan er een onderscheid gemaakt worden tussen vier componenten: de bedding-, overstromings-, grondwater- en waterkwaliteitscomponent. Omdat er voor de grondwatercomponent door de Dienst Grondwaterbeheer (VMM, AOW) reeds een beoordelingskader werd uitgewerkt i.s.m. het ANB en het INBO, en omdat er ook reeds een beoordeling van de impact van verhoogde overstromingsfrequenties voor de weerhouden maatregelen van het ORBP-project werd uitgevoerd, focussen we in dit rapport uitsluitend op de **beddingcomponent van het ecologisch afvoerregime**. Weloverwogen morfologische en hydrologische ingrepen in de bedding van de waterlopen zullen immers het zelfzuiverend vermogen sterk doen toenemen en zullen onrechtstreeks ook een efficiënte maatregel zijn om de waterkwaliteit verder te verbeteren (cfr. waterkwaliteitscomponent).

In dit rapport wordt een mogelijk beoordelingskader voor het Eflow regime uitgewerkt op basis van bestaande hydrometrie meetgegevens (**Deelmaatlat Hydrologie**) en opmetingsplannen van rivieren (**Deelmaatlat Verstuwing**). De beoordeling kan in eerste instantie aangewend worden als een verklaring voor slechte Ecologische Kwaliteits Coëfficiënt (EKC)-scores voor hydromorfologie en de biologische kwaliteitselementen. De beoordeling is een niet op zichzelf staande rapportering of beoordeling maar is er ter ondersteuning van de rapportering i.f.v. de KRW en de HR-doelen. Het opzetten van nieuwe meetnetten of modelleringen vallen buiten de scope van deze studie.

De beoordelingsmethodiek wordt in dit rapport toegepast op een beperkte dataset van onbevaarbare waterlopen van categorie 1, beheerd door de afdeling Operationeel Waterbeheer van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Er wordt een beoordeling gemaakt voor enkele sterk veranderde en natuurlijke oppervlaktewaterlichamen behorend tot de categorie 'rivier' en van het type Grote beek en Grote beek Kempen.

4 STUDIEGEBIED

De KRW verplichtte de lidstaten om achtereenvolgens de oppervlaktewateren onder te verdelen in categorieën en typen, vervolgens voor elk type per component van de levensgemeenschap een referentiekader uit te werken en een ecologisch beoordelingssysteem op te maken dat de afstand t.o.v. dat referentiekader bepaalt en kwaliteitsklassen onderscheidt.

Jochems *et al.* (2002) hebben een indeling gemaakt waarin alle oppervlaktewateren in Vlaanderen opgedeeld worden in categorieën en typen. Het eerste luik van dat rapport handelt over de opsplitsing van de oppervlaktewateren in de categorieën rivieren (Tabel 1), meren, overgangswateren en kustwateren. Per categorie werd vervolgens een eenvoudige typologie uitgewerkt die voldoet aan de minimale eisen van de KRW. Aansluitend werd per categorie op basis van de bestaande studies in Vlaanderen een meer ecologisch onderbouwde en verfijnde typologie uitgewerkt die voldoet aan de eisen van de KRW en een meer realistische weergave is van de diversiteit aan oppervlaktewateren in Vlaanderen.

Tabel 1 Voornaamste karakteristieken van de Vlaamse types rivieren (naar Jochems *et al.*, 2002).

Rivieren (Type)	Code	Hydro-ecoregio	Afstroomoppervlakte (km ²)
Kleine beek	Bk	Zand/zandleem/leem	< 50 km ²
Kleine beek Kempen	BkK	Kempen	< 50 km ²
Grote beek	Bg	Zand/zandleem/leem	50-300 km ²
Grote beek Kempen	BgK	Kempen	50-300 km ²
Kleine rivier	Rk	Alle	300-600 km ²
Grote rivier	Rg	Alle	600-10000 km ²
Zeer grote rivier	Rzg	Alle	> 10000 km ²

Een indeling van waterlopen in typen werd samengevat in Wils *et al.* (2002). Deze indeling werd gebruikt als basisinformatie voor het opstellen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen. Voor elk waterlooptype werd een opsomming gegeven van enkele kenmerkende morfometrische en fysisch-chemische variabelen. Er werd een beperkte soortenlijst opgemaakt waarin typerende soorten zijn opgenomen (ruimer dan de indicatorsoorten beschreven in volgende paragraaf). De besproken organismegroepen zijn: hogere planten, vogels, vissen en macro-invertebraten. De indicatorenlijst bevat soorten (fauna en/of flora) die typisch zijn voor het type en kunnen aangewend worden als indicatoren voor de natuurlijke toestand ervan.

Sterk veranderde en natuurlijke rivieren

De KRW stelt als doel de 'goede toestand' voorop voor de waterlichamen. De eenheid waarvoor Eflow beoordeeld moet worden, is het oppervlaktewaterlichaam. De focus ligt bij de natuurlijke waterlichamen en in mindere mate bij de sterk veranderde waterlichamen. In principe moet er een Eflow beoordeling opgesteld worden voor sterk veranderde en natuurlijke oppervlaktewaterlichamen behorend tot de categorie 'rivier' en dus niet voor stilstaande wateren en overgangswateren. Voor kunstmatige oppervlaktewaterlichamen

////////////////////////////////////

De stroomgebiedbeheerplannen (SGBP) zijn een uitvoering van de KRW. Deze schrijft voor dat er bij de opmaak van de plannen rekening gehouden moet worden met de andere Europese richtlijnen, zoals de Vogel- en Habitatrichtlijn. Daarom worden in het stroomgebiedbeheerplan ook acties opgenomen gericht op de vermelde prioritaire inspanningen per knelpuntcategorie, namelijk waterhuishouding, waterkwaliteit, structuurherstel of vismigratie. Daarbij geldt dat in de mate dat deze acties concreet zijn ze kunnen worden gekoppeld aan een specifiek waterlichaam en dat daarbij de prioritering wordt gevolgd die voortvloeit uit het gekozen scenario voor de SGBP, met name eerst speerpuntgebieden, gevolgd door aandachtsgebieden en ten slotte daarbuiten. Gezien de sterke overlap tussen speciale beschermingszones (SBZ) en speerpuntgebieden zullen deze acties wellicht in belangrijke mate in speerpuntgebieden te situeren zijn.

Naast speerpuntgebieden werden ook aandachtsgebieden aangeduid. Dat zijn waterlichamen waar ofwel in een latere fase (tegen 2027) de goede toestand haalbaar geacht wordt of waar een sterke lokale dynamiek aanwezig is om acties uit te voeren die in aanzienlijke mate bijdragen aan een verbetering van de toestand. In de bekkenspecifieke delen van het SGBP worden de geselecteerde speerpuntgebieden en aandachtsgebieden beschreven.

*Voor de waterbeheerder kan het wenselijk zijn om (daar waar mogelijk) **in eerste instantie het Eflow regime te beoordelen van de oppervlaktewaterlichamen** (natuurlijke en sterk veranderde behorend tot de categorie 'rivier') **die in de speerpuntgebieden werden opgenomen in het maatregelenprogramma van de stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2016-2021. In een later stadium of in een vervolgtraject kan er voor geopteerd worden om het Eflow regime te bepalen van de rivieren die tot de aandachtsgebieden behoren.***

*Er wordt daarom in eerste instantie enkel een beoordeling gemaakt voor sterk veranderde en natuurlijke oppervlaktewaterlichamen behorend tot de categorie 'rivier' en van het **type Grote beek en Grote beek Kempen** waarvan heel wat beken als speerpuntgebied zijn gecatalogeerd.*

Tabel 2 Lijst van speerpuntgebieden in Vlaanderen.

Naam waterlichaam	Code waterlichaam	Bekken
Kalkense Vaart	VL05_31	Beneden-Schelde
Demer I	VL05_98	Demer
Mombeek	VL05_113	Demer
Munsterbeek	VL05_114	Demer
Zwartebeek	VL11_117	Demer
Ijsse	VL11_83	Dijle-Zenne
Laan	VL11_84	Dijle-Zenne
Abeek	VL11_133	Maas
Bosbeek	VL05_135	Maas
Merkske	VL05_146	Maas
Warmbeek	VL05_147	Maas
Aa II	VL05_121	Nete
Grote Nete I	VL11_123	Nete
Kleine Nete I	VL11_126	Nete
Kleine Nete II	VL11_127	Nete
Molenbeek - Bolaak	VL05_129	Nete
Wamp	VL05_130	Nete

Beheer

De onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen worden beheerd door verschillende instanties. Wie de waterloop beheert, hangt af van de categorie van de waterloop. Onbevaarbare waterlopen van categorie 1 worden beheerd door de afdeling Operationeel Waterbeheer van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Onbevaarbare waterlopen van categorie 2 worden beheerd door de provincie. Onbevaarbare waterlopen van categorie 3 worden beheerd door de gemeente.

De bevaarbare waterlopen in Vlaanderen worden beheerd door De Vlaamse Waterweg (DVW).

////////////////////////////////////

5 DEELMAATLAT HYDROLOGIE

Een Eflow beoordeling is de bepaling van hoeveel van de originele afvoer (én het regime ervan) er doorheen de rivier en tot op zijn overstromingsvlaktes (uiterwaarden) moet stromen voor het behoud van specifieke, waardevolle aspecten van de hydrologische regimes van de rivieren, de milieu afvoervereisten, elkeen gelinkt aan een vooraf bepaald doel in termen van de toekomstige toestand van het ecosysteem (Tharme & King, 1998; Tharme, 2003).

5.1 STAPPENPLAN BIJ DE ONDERBOUWING VAN EEN HYDROLOGISCHE BEOORDELINGSMETHODE

De onderbouwing van de 'Deelmaatlat hydrologie' die in dit stappenplan wordt voorgesteld kan gevonden worden in het concept van de leefgebiedenbenadering. De leefgebiedenbenadering zet in op (herstel)maatregelen die, waar mogelijk, ten goede komen aan een grote groep van soorten in een bepaald waterlooptype. Het soortenbeleid verschuift daarmee van een benadering gericht op individuele soorten naar het creëren en in stand houden van leefgebied voor een grote groep soorten die vergelijkbare maatregelen verlangt (LNV, 2007). We kunnen er vanuit gaan dat de genomen maatregelen voor een welbepaalde soort ook ten goede zullen komen aan tal van andere soorten of soortengroepen. Maatregelen die, bijvoorbeeld, voor stroomminnende vissoorten worden genomen (bv. kopvoorn, serpeling, ...), zullen ook ten goede komen aan andere stroomminnende biota. Dat kunnen naast andere stroomminnende vissoorten (bv. beekprik, biermpje, riviergrondel, ...) ook soorten zijn uit andere biotische groepen, zoals stroomminnende macro-invertebraten (bv. *Hydropsyche pellucidula*, *groene eendagsvlieg*, ...) en/of macrofyten (bv. drijvend fonteinkruid, pijlkruid, ...).

Na selectie van kenmerkende soorten voor een bepaald waterlooptype wordt er voor die soorten een ecologisch profiel opgemaakt. Het ecologische profiel van deze kenmerkende soorten wordt gemaakt op basis van literatuur en expertenkennis. De leefgebiedenbenadering moet toelaten om op een wetenschappelijk onderbouwde manier potentiële leefgebieden voor kenmerkende (vis)soorten af te bakenen. Bescherming van soorten vindt vooral plaats door bescherming van hun leefgebieden. In deze methodiek worden ecologisch relevante afvoerbouwstenen gedefinieerd voor één of meerdere ‘kenmerkende soorten’ naar analogie met de idee achter de opbouw van de leefgebiedenkaarten en de Building Block Methodology (zie 5.1.5).

Stappenplan:

Voor een bepaald waterlooptype wordt nagegaan of er in het afgebakende **potentieel geschikt leefgebied** een reproducerende populatie aanwezig is van één of meerdere **kenmerkende soort(en)** (bv. afbakening van zones geschikt voor stroomminnende vissoorten door Schneiders *et al.*, 2009). Daarbij wordt er vanuit gegaan dat de afvoer- en stromingsregimes in deze **zones** van de rivieren waarin de kenmerkende soorten voorkomen (i.e. de best beschikbare locaties of BBL's) maatgevend kunnen zijn voor de minimumcondities voor afvoer- en stromingsregimes voor de instandhouding van deze soorten. We beschouwen de BBL's dus als **referentiesites** met bijhorende **referentie-afvoeren**. Als er voor deze referentiesites ook **debietsdata voorhanden zijn**, dan kunnen de afvoergegevens geanalyseerd worden en kunnen er potentieel **ecologisch relevante afvoerstatistieken (ERAS)** uit gedestilleerd worden (bv. via EflowStats: zie 5.2). Deze ERAS kunnen gebruikt worden bij het definiëren van ecologisch belangrijke afvoerbouwstenen. Het vastleggen van bouwstenen kan gebeuren naar analogie met de werkwijze zoals geïllustreerd in de **Building Block Methodology (BBM)**. Op basis van de debietsmetingen in de leefgebieden die als potentieel geschikt werden afgebakend maar waar minder, nauwelijks **of geen gezonde populatie(s)** aanwezig zijn van de **kenmerkende soort(en)**, worden dezelfde afvoerstatistieken berekend. Bedoeling is om die afvoerstatistieken (indices) te selecteren waar een duidelijke gradiënt te zien is tussen de best beschikbare locaties en de locaties die minder, nauwelijks of geen kenmerkende soorten hebben. De ERAS worden aldus gebruikt bij het definiëren van ecologisch relevante bouwstenen voor stroomminnende soorten in Grote beken en Grote beken Kempen in Vlaanderen.

De verschillende onderdelen uit bovenstaand stappenplan worden in de volgende hoofdstukken verder toegelicht en uitgewerkt, met name de selectie van BBL's als referentielocaties op basis van kenmerkende vissoorten, ERAS, BBM,

5.1.1 Referentiecondities vs. best beschikbare condities

Zoals reeds vermeld onder paragraaf 2.4 is de eerste stap bij het uitvoeren van een Eflow evaluatie het karakteriseren of typeren van het natuurlijk afvoerregime van de rivier die bestudeerd wordt. Het natuurlijk afvoerregime is de norm waartegen waterbeheerders aanvaardbare niveaus van verandering afwegen. Er zijn een aantal basismethoden beschikbaar om Eflow-referentiecondities te beschrijven:

- historische debietsdata,
- modelleren van representatieve afvoeren,
- recente debietsdata van onverstoorde of minst verstoorde locaties (levert waterlooptype-specifieke informatie),
- op basis van expertenkennis,
- ...

Het belangrijkste probleem in het definiëren van de referentiecondities komt voort uit de afwezigheid van gebieden zonder enige antropogene invloeden. In het kader van de Europese

Ook voor de Vlaamse situatie, met vaak ingrijpend aangepaste waterlopen en een intensief landgebruik in de afstroomgebieden, is het zeer moeilijk om voor waterlichamen een referentiesituatie van het natuurlijk afvoerregime te bepalen. Historische hoge resolutie debietsmetingen op onbevaarbare waterlopen werden pas opgestart aan het begin van de jaren 1970. Bovendien starten de hydrologische jaarboeken pas vanaf 1972. De debietsmetingen in Vlaamse waterlopen zijn beschikbaar via www.waterinfo.be. Enkele voorbeelden van beschikbare tijdsreeksen vanaf de jaren 1970 en later:

- Zwalm (Nederzwalm): vanaf 1972;
- Marke (Viane): vanaf 1976;
- Kleine Nete (Grobbendonk): vanaf 1982;
- Abeek (Bree): vanaf 1985;
- Grote Nete (Geel): vanaf 1973.

Aangezien er geen referentie-debietsdata ouder dan 1970, noch gemodelleerde afvoerdata, beschikbaar zijn rest enkel de mogelijkheid om gebruik te maken van recentere debietsdata van de actuele 'best beschikbare locaties (BBL's)' en expertenkennis.

Identificatie van de 'best beschikbare locaties' (BBL's) kan gebeuren op basis van de aanwezigheid van 'kenmerkende soorten (KS)'. Dit is eigenlijk naar analogie met de indicatorenlijst die door Wils *et al.* (2002) werd opgesteld en die soorten (fauna en/of flora) bevat die typisch zijn voor een waterlooptype en aldus kunnen aangewend worden als indicatoren voor de natuurlijke toestand ervan.

Om de ecologische toestand of potentieel van onze Vlaamse waterlichamen te bepalen i.f.v. de Europese KRLW worden de verschillende biologische kwaliteitselementen gemonitord in meerjaarlijkse cycli. Het betreft de biologische kwaliteitselementen fytoplankton, macrofyten, fyto benthos, macro-invertebraten en vissen. Ook een aantal hydromorfologische, chemische en fysisch-chemische parameters worden gemeten en bepalen mee de ecologische toestand.

Zones voor stroomminnende vissoorten (uit Schneiders *et al.*, 2009)

Schneiders *et al.* (2009) hebben voor Vlaanderen potentiële habitatgeschiktheidskaarten opgemaakt voor zowel stroominnende vissoorten als voor vissoorten van stilstaand tot traagstromend water. Terwijl in Vlaanderen van nature 54 % van de waterlopen optimaal geschikt is voor soorten van traagstromend water, is slechts 28 % (potentieel) geschikt voor stroominnende soorten. Slechts 13 % van de waterlopen is geen geschikt habitat voor soorten van traagstromend water, ten opzichte van 35 % van de waterlopen die niet geschikt zijn voor stroominnende soorten. Beide kaarten zijn kanskaarten. Dat wil zeggen dat ze aangeven waar - zonder de aanwezigheid van infrastructuurwerken zoals stuwen, molens,... – geschikte trajecten te vinden zijn voor stroominnende soorten of voor soorten van traagstromend tot stilstaand water. Wanneer de huidige infrastructuurwerken wel mee in rekening genomen worden, zullen de kansen voor de stroominnende soorten nog lager liggen, met uitzondering van lokale stroomversnellingen ten gevolge van de infrastructuurwerken zelf (bv. lokale stroomversnelling ter hoogte van een vistrap).

De indeling in viszones vormt, ook internationaal, vaak de basis voor het bepalen van de referentietoestand en voor de ecologische beoordeling van visgemeenschappen (Belpaire *et al.*, 2000; Breine *et al.*, 2001 & 2004; Goethals *et al.*, 2006; Simons *et al.*, 2004; Jaarsma *et al.*, 2007; Lasne *et al.*, 2007; Noble & Cowx, 2002; STOWA, 2007; <http://fame.boku.ac.at/>; <http://www.kaderrichtlijnwater.nl>).

De kansenskaarten laten toe om de monitoringsgegevens in de visdatabank en de viscores (V.I.S.) automatisch te koppelen aan de vizonering en bijkomend, zoals in deze oefening wordt toegepast, aan de debietsgegevens uit waterinfo.be.

Stroomminnende vissoorten zijn, zoals ook de naam aangeeft, voor tenminste een deel van hun levenscyclus gebonden aan ‘stromend’ water. In Vlaanderen zijn de stroomminnende vissoorten de laatste decennia van de vorige eeuw echter sterk achteruitgegaan, waardoor hun actuele verspreiding vaak teruggedrongen is tot de midden- en bovenlopen van een beperkt aantal rivieren. Volgens Schneiders *et al.*, (2009) is een groot deel van de rivierhabitat in het Netebekken, het Maasbekken en de grote riviervalleien optimaal voor soorten van traagstromend water en (slechts) suboptimaal voor stroomminnende soorten. De grootste potentie voor de stroomminnende groep bevindt zich in het zuidelijke deel van Vlaanderen en op de waterscheidingslijn van het Schelde- en Maasbekken.

Voor een aantal stroomminnende vissoorten zijn daarenboven (pro-)actieve maatregelen gewenst om hun populaties te herstellen of te behouden. De leefgebiedenbenadering (zie 5.1) gaat over die actieve soortenbescherming.

Stroomminnende vissoorten tonen veel potentie als indicator voor de beoordeling van de (natuurlijke) afvoerdynamiek en het stromingsregime (stroomsnelheid) van een rivier. We nemen in deze oefening aan dat de afvoer- en stromingsregimes in de zones van de rivieren waarin populaties van meerdere reproducerende, kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten voorkomen (i.e. de best beschikbare locaties of BBL's) maatgevend zijn voor minimumcondities voor afvoer- en stromingsregimes voor de instandhouding van deze populaties.

Meer concreet, en bij uitbreiding, zullen Eflow maatregelen die bijvoorbeeld voor één of meerdere stroomminnende vissoorten worden genomen, ook ten goede komen aan andere stroomminnende biota. Dat kunnen naast andere stroomminnende vissoorten ook soorten zijn uit andere biotische groepen zoals stroomminnende macro-invertebraten en/of macrofyten.

In deze oefening wordt er onderscheid gemaakt tussen enerzijds kenmerkende en anderzijds begeleidende stroomminnende soorten:

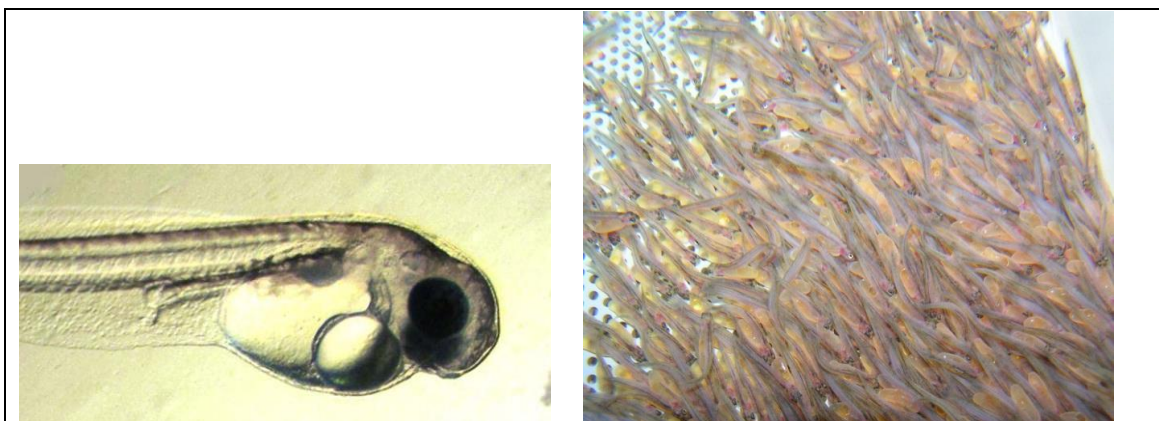
- De **kenmerkende stroomminnende soorten** zijn **kopvoorn, serpeling, beekprik en rivierdonderpad**. Deze soorten komen minder verspreid voor in Vlaanderen en stellen hoge eisen aan de habitatdiversiteit/kwaliteit en het afvoer- en stromingsregime van de rivier.
- De tweede groep is een groep van **begeleidende stroomminnende soorten: biermpje en riviergrondel**. Beide soorten zijn minder sterk teruggedrongen in Vlaanderen en stellen vermoedelijk iets minder strenge eisen aan habitatdiversiteit/kwaliteit en het afvoer- en stromingsregime van de rivier.

5.1.3.4 Ecologische profielen van stroominnende vissoorten

De ecologische profielen van de kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten werden gemaakt op basis van literatuur en expertenkennis. Bij de opmaak van deze profielen werd informatie verzameld over relaties tussen de aan- of afwezigheid van soorten en hun levensstadia en afvoer, stroomsnelheid en/of habitatvereisten. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen obligaat stroomminnende soorten, namelijk, alle levensstadia zijn gebonden aan stromend water (Tabel 3) en partieel stroomminnende soorten, namelijk, sommige levensstadia zijn gebonden aan stromende water (Tabel 4).

Het belang van gunstige afvoercondities voor bepaalde levensstadia van vissen - een voorbeeld:

Vis eitjes en larven zijn zeer gevoelige levensstadia voor wat betreft 'afvoer': vislarven die zich uit vis eitjes ontwikkelen hebben bij de geboorte nog geen mond, geen zwemblaas en geen vinnen en zijn bijgevolg heel gevoelig voor wegspoelen en beschadiging. Voor kwabaallarven is het zelfs van cruciaal belang dat de larven in de eerste weken van hun leven in ondiep water zonder stroming kunnen leven, zoals uiterwaarden, overstromingsgebieden, waterhoudende zijbeken en grachtenstelsels. De fragiele beekforellarven van hun kant hebben al relatief goede zwemcapaciteiten waardoor ze al vroeger in hun ontwikkeling dan kwabaallarven een zekere stroming kunnen verdragen (Figuur 6).



Figuur 6 Vislarven tijdens twee verschillende ontwikkelingsstadia: pas ontloken 1-dag-oude kwabaallarve zonder zwemcapaciteiten (links) en beekforellarven van ongeveer een week oud (rechts) die al tegen de stroom in zwemmen in basins van het Centrum voor Visteelt van het INBO in Linkebeek (Foto's: Johan Auwerx).

Tabel 3 Ecologisch relevante kennis over de geselecteerde obligaat stroomminnende vissoorten en de verschillende levensstadia (de kenmerkende soorten kopvoorn, serpeling, beekprik, rivierdonderpad en de begeleidende soort biermpje) in relatie tot welbepaalde afvoercondities, stroomsnelheden en/of habitatvereisten. (UK TAG 20013, JA, DB, IV).

Obligaat stroomminnende vissoorten		
<u>Beekprik</u>		
Levensfase	Timing	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting	februari- mei	Paait in de periode februari-mei op grindrijke plaatsen met stromend water. Belangrijke fysieke habitatkarakteristieken zijn de gradiënt van de bedding (optimaal 0.3-0.9 %) en het type substraat (grind, kiezels), de stroomsnelheid (redelijke stroming met aanwezigheid stilstaand water), diepte (optimaal <40 cm; geen kritische factor) en afwezigheid van migratiekelpunten.
ei	februari- mei	Eitjesdrift is substantieel bij hogere debieten.
larvaal	jaarrond: larvale fase duurt +/- 7jr	Larven ontluiken twee weken na ei-afzet. Komen voornamelijk voor aan draaikolken en op stromingsluwe plaatsen, in binnenbochten of achter obstructies, waar de stroming lager is dan het gemiddelde van de rivier en waar organisch materiaal accumuleert. Larven verkiezen lagere stroomsnelheden dan adulten. Er bestaan verschillende kwantitatieve gegevens van de stroomsnelheden waarbij de larven voorkomen. Er wordt telkens rekening gehouden met de snelheid van

////////////////////////////////////

het water aan het substraatoppervlak en deze aan het wateroppervlak. De snelheden aan het substraatoppervlak liggen tussen 0,01 en 0,5 m s⁻¹, wat overeenkomt met snelheden tussen 0,2 en 0,63 m s⁻¹ aan het wateroppervlak. Beekprik komt niet voor in permanent stilstaande wateren, maar dus wel in de stromingsluwere plaatsen van matig stromende rivieren.

Later in het larvale leven is er drift vanaf de ontluikingsplaats (dit is doorgaans de paailocatie) stroomafwaarts naar habitat met grotere substraatpartikels. De drift is afhankelijk van de gradiënt en de stroming van de rivier.

Bermpje		
Levensfase	Timing	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting	april-juni	permanent stromend
larvaal/		permanent stromend, generalistische habitatkeuze
adult		prefereert ondiep stromend water

<u>Serpeling</u>		
Levensfase	Timing	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting	maart-april	Geen extreem hoge of lage afvoeren (UK TAG, 20013):
ei	2de helft maart-	Afgezet op stenen in behoorlijk stromend water / grindbed
	1ste helft april	Extreem hoge afvoeren kunnen eitjes of larven wegspoelen of beschadigen
larvaal	April-	Larven kunnen al na enkele dagen redelijk zwemmen
	1ste helft mei	omdat ze bij ontluiking al ver ontwikkeld zijn.

Kopvoorn		
Levensfase	Timing	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting	mei -juni	Geen extreem hoge of lage afvoeren (UK TAG, 20013):
ei	mei-	Eitjes worden afgezet op grindbed waarboven een goede stroming heerst.
	1 ste helft juni	Extreem hoge afvoeren kunnen eitjes of larven wegspoelen of beschadigen

Extreem lage afvoeren kunnen ervoor zorgen dat vissen stranden in uiterwaarden of dat eitjes uitdrogen.		
larvaal	mei- 1 ste helft juni	Larven van kopvoorns zijn na 3 dagen reeds goede zwemmers, vergelijkbaar met serpeling.
Rivierdonderpad		
Levensfase	Timing	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting/ei	maart - juni	Grote spreiding in paai Goede stroming nodig omdat eitjes geen sediment verdragen, maar ook schuilmogelijkheid nodig omdat ze een nest moeten kunnen maken onder stenen, wortels,...
larvaal	maart - juni	Kunnen een redelijke stoming verdragen doordat ze achter stenen kruipen. stenen

Tabel 4 Ecologisch relevante kennis over de geselecteerde partieel stroominnende vissoort en de verschillende levensstadia (de begeleidende vissoort riviergrondel) in relatie tot welbepaalde afvoercondities, stroomsnelheden en/of habitatvereisten. (Beers, 2005).

Partieel stroominnende vissoorten	
Riviergrondel	
Levensfase	Afvoer- en stromingsbehoeften / habitatvereisten
voortplanting / ei	Aan paaiplaatsen worden duidelijk hogere eisen gesteld dan het 'normale' leefgebied. Zwakstromend, schoon, koel, zuurstofrijk en bij voorkeur helder water zijn noodzakelijk. In verstuwde wateren paaien de riviergrondels vaak in dieper water dichtbij de stuw, waar de eitjes worden afgezet op stenen die niet bedekt zijn met modder. De ontwikkeling van eitjes loopt gevaar wanneer deze bedekt worden met in het water zwevende stof.
larvaal	Vaak waargenomen op plekken waar het water nagenoeg stilstaat.
adult	Heeft een voorkeur voor een wat sterkere stroming, maar kan zich ook in stilstaand water goed handhaven. De stroomsnelheid die de riviergrondel kan verdragen is afhankelijk van de structuur van de bodem. Boven grof substraat, zoals grind, kan de soort hogere stroomsnelheden verdragen dan boven een gladde of zandbodem. Stahlberg & Peckmann (1987) hebben in een laboratorium de kritieke zwemsnelheid van riviergrondel bepaald. Op basis van deze resultaten adviseren de onderzoekers bij (her)inrichting van stromende wateren een 'drempelstroomsnelheid' van maximaal 40 cm/s aan te houden. Deze stroomsnelheid weerstaan riviergrondel en enkele andere kleinere vissoorten (driedoornige stekelbaars, bierpje en vetje) gedurende langere tijd.

5.1.4 Datasets

Op basis van de data uit de VIS-databank (Vis Informatie Systeem: <http://vis.inbo.be>) werd er in deze eerste oefening een selectie gemaakt van 26 rivieren behorende tot het type **Grote beek (Bg)** en **Grote beek Kempen (BgK)**. Deze beken werden geselecteerd omdat ze samen een gradiënt in het voorkomen van reproducerende populaties van kenmerkende en begeleidende stroominnende vissoorten vertegenwoordigen gaande van aanwezigheid van vele kenmerkende en begeleidende vissoorten tot volledige afwezigheid van deze taxa (Tabel 5).

////////////////////////////////////

Naast de koppeling van de stroomminnende visdata aan de debietsdata werden ook nog bijkomende gegevens uit verschillende datasets gekoppeld. Voor de visdata werd gecontroleerd of de vismeetpunten gelegen waren in een zone van de rivier die geschikt zou moeten zijn voor stroomminnende vissoorten. Zoals onder paragraaf 5.1.3.3 werd geschetst, werd deze oefening gemaakt door Schneiders *et al.*, (2009). De habitatgeschiktheid (HG) geeft aan hoe geschikt een segment is voor de vestiging van een stroomminnende soort. Een HG 1 is een optimaal habitat voor een soort van een bepaalde viszone, terwijl een HG 0 als volledig ongeschikt wordt aangeduid.

Voorkomen van stroomminnende vissoorten vs. hydromorfologie en waterkwaliteit

Ook hydromorfologische gegevens zijn belangrijk in het verklaren van ontoereikende EKC's voor de diverse biologische waterkwaliteits-elementen omdat ze helpen verklaren waarom er ondanks een goede waterkwaliteit soms toch geen gezonde biologische levensgemeenschap aangetroffen wordt. De hydromorfologische kenmerken van de waterlopen worden

geïnterpreteerd door de VMM. Daarom werd er tevens een koppeling gemaakt met de HYDMO databank van VMM. De geselecteerde rivieren uit de blauwe (BBL's) en groene groep hebben overwegend een matige hydromorfologie. De oranje tot en met rode rivieren hebben overwegend een matig/ontoereikende score voor hydromorfologie (i.e. oranje = vismeetpunt met potentieel 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten; bruin = vismeetpunt met enkel de 2 begeleidende stroomminnende vissoorten; rood = vismeetpunt met slechts 1 of geen begeleidende stroomminnende vissoorten).

Al deze gekoppelde datasets werden aangewend ter onderbouwing van een evaluatiemethode voor Eflows in Vlaanderen. Met behulp van **EflowStats** werden uit een grote set van reeds bestaande hydrologische indices een aantal onderscheidende indices afgebakend die de variatie in aan- of afwezigheid van de KS en begeleidende vissoorten zo goed mogelijk konden beschrijven.

Tabel 5 Overzicht van de gekoppelde datasets en de selectie van vismeetpunten die een gradiënt vertegenwoordigen in het voorkomen van reproducerende populaties van kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten en de debietsgegevens van de desbetreffende rivieren die allen behoren tot het type Grote beek (Bg) en Grote beek Kempen (BgK). Van de vissoorten die in de tabel tussen haakjes worden weergegeven bestaat geen zekerheid of het al dan niet een reproducerende populatie betreft. *Legende: kopvoorn (KV), serpel (SP), rivierdonderpad (DP), beekprik (BP), bierpje (BE) en riviergrondel (RG); kleurcodes: blauw = vismeetpunt met 2 of meer kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten, groen = vismeetpunt met 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, oranje = vismeetpunt met potentieel 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, bruin = vismeetpunt met enkel de 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, rood = vismeetpunt met slechts 1 of geen begeleidende stroomminnende vissoorten.*

Dataset:			V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	Schneiders et al.	Waterinfo.be	Waterinfo.be
Waterloop	Waterloop	Type	Kenmerkende soorten	Kenmerkende soorten	Begeleidende soorten	Begeleidende soorten	Totaal soorten	Vismeetpunt	Geschiktheid voor stroomminnende	Debietmeting	Debietdata
	(afkorting)			(aantal)		(aantal)	(aantal)	(gemeente)	soorten (HG)	(gemeente)	vanaf
Berwijn	Berw	Bg	KV, SP, DP	3	BE, RG	2	5	Voeren	1	Moelingen (L11_561)	1991
Grote Nete I	GrNe	BgK	KV, SP, BP	3	BE, RG	2	5	Meerhout	1	Meerhout (L10_078)	1997-2013
Kleine Nete I	KIN1	BgK	KV, BP, DP	3	BE, RG	2	5	Retie	0,75	Retie (L10_068)	*/1993
Kleine Nete II	KIN2	BgK	KV, SP, DP	3	BE, RG	2	5	Herentals	0,75	Herentals (L10_055)	okt/05
Abeek	Abee	BgK	SP, BP, (KV)	2	BE, RG	2	4	Bodholt	0,75	Bree (L11_513)	1985
Bosbeek	Bosb	BgK	DP, (KV, SP)	1	BE, RG	2	3	Maaseik	0,75	Opoeteren (afw) (L11_518)	1985
Ijse	Ijse	Bg	DP, (KV, SP)	1	BE, RG	2	3	Huldenberg	1	Huldenberg (L08_119)	2007
Molenbeek - Maarkebeek	Maar	Bg	DP, (KV, SP)	1	BE, RG	2	3	Maarkedal	1	Etikhove (LS06_347)	1973-2016
Zwalm	Zwal	Bg	KV	1	BE, RG	2	3	Zwalm	1	Nederzwalm (L06_342)	jul/72
Demer I	Deme	Bg	KV	1	BE, RG	2	3	Bilzen	1	Bilzen (L09-138)	feb/72
Kleine Gete	KlGe	Bg	(KV)	1	BE, RG	2	3	Zoutleeuw	1	Zoutleeuw Qhis (L09_154)	aug/83
Melsterbeek I+II	Mels	Bg	(KV)	1	BE, RG	2	3	Geetbets	0,75	Rummen (L09_156)	1984-2016
Vleterbeek - Poperingevaart	Pope	Bg	(KV)	1	BE, RG	2	3	Vleteren	0,75	Oostvleteren (L01_491)	feb/72
Mangelbeek	Mang	BgK	(KV)	1	BE, RG	2	3	Lummen	1	Lummen (L09-161)	1983-2006
Laan	Laan	Bg	(KV, SP)	1	BE, RG	2	3	Overijse	1	Terlanen (L08_118)	1974
Grote Gete	GrGe	Bg	Geen	0	BE, RG	2	2	Hoegaarden	1	Oorbeek (L09_155)	1995
Herk	Herk	Bg	Geen	0	BE, RG	2	2	Wellen	1	Wellen (LS09-165)	feb/72
Grote Kemmelbeek	GrKe	Bg	Geen	0	BE, RG	2	2	Ieper	1	Vlamertinge (L01_493)	1975-2016
Marke (Denderbekken)	Mark	Bg	Geen	0	BE, RG	2	2	Geraardsbergen	1	Viane (L07_289)	1977
Handzamevaart	Hand	Bg	Geen	0	BE, RG	2	2	Kortemark	0,75	Kortemark (L01_488)	1995-2016
Zwartwater	Zwar	Bg	Geen	0	RG, (BE)	1	1	Lummen	0,75	Molenstede (L09-147)	1987-2016
Vunt	Vunt	Bg	Geen	0	RG	1	1	Leuven	1	Wilsele (L08_114)	2003-2009
Molenbeek - Kottebeek	Kott	Bg	Geen	0	Geen	0	0	Sint-Lievens-Ho	1	Letterhoutem (L04_000)	2006-2016
Mandel I	Mand	Bg	Geen	0	Geen	0	0	Roeselare	0,75	Roeselare (L05_402)	2011-2016
Voer (Leuven)	Voer	Bg	Geen	0	Geen	0	0	Bertem	0,75	Bertem (L08_113)	1985-2008
Zuunbeek	Zuun	Bg	Geen	0	Geen	0	0	St-Pieters-Leeu	0,75	St-Pieters-Leeuw (L08_223)	1978-2016

Tabel 6 Overzicht van de gekoppelde datasets en de selectie van vismeetpunten die een gradiënt vertegenwoordigen in het voorkomen van reproducerende populaties van kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten en de gegevens omtrent de typologie van de desbetreffende rivieren die allen behoren tot het type Grote beek (Bg) en Grote beek Kempen (BgK) en de berekende EKC-scores voor de kwaliteitselementen vissen, macro-invertebraten (MMIF) en hydromorfologie (HM) en de waterkwaliteit (fysicochemie). Kleurcodes: blauw = vismeetpunt met 2 of meer kenmerkende en begeleidende stroomminnende vissoorten, groen = vismeetpunt met 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, oranje = vismeetpunt met potentieel 1 kenmerkende stroomminnende vissoort en 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, bruin = vismeetpunt met enkel de 2 begeleidende stroomminnende vissoorten, rood = vismeetpunt met slechts 1 of geen begeleidende stroomminnende vissoorten.

Dataset:	Typologie	Typologie	Typologie	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	V.I.S.	VMM	VMM	VMM
Waterloop	Code	Statuut	Afstromingsgebied	Totaal	EKC (VIS)	Lambert	Lambert	Huet-zonatie	MMIF	EKC (HM)	Waterkwaliteit
	waterlichaam		(m ²)	soorten		X	Y			Hydromorfologie	Fysicochemie
				(aantal)							
Berwijn	VL05_134	Natuurlijk	3479404,44	5	matig tot goed	245321,2828	161452,0732	forel	goed (zeer goed)	goed	slecht (ontoereikend)
Grote Nete I	VL11_123	Natuurlijk	11202558,87	5	goed	199827,1339	203241,246	barbeel	goed	matig	goed (matig)
Kleine Nete I	VL11_126	Sterk veranderd	5942418,53	5	matig tot goed	197751	215110	barbeel	goed	matig	matig (goed)
Kleine Nete II	VL11_127	Sterk veranderd	11072089,48	5	goed	182983	208368	brasem	goed	matig	ontoereikend (matig)
Abeek	VL11_133	Natuurlijk	9205918,16	4	matig tot goed	238220,9515	208419,2046	barbeel	goed	matig	matig
Bosbeek	VL05_135	Natuurlijk	27568815,67	3	matig tot goed	250507,0213	200109,8766	barbeel	matig	matig	matig
Ijse	VL11_83	sterk veranderd	6028531,729	3	matig/goed	164963,76	164295,52	upstream/forel	goed (matig)	matig	matig (ontoereikend)
Molenbeek - Maarkebeek	VL05_60	Sterk Veranderd	1365434,22	3	matig	101312,53	165599,75	upstream	goed (ontoereikend)	ontoereikend	matig (ontoereikend)
Zwalm	VL11_63	Natuurlijk	5168110,44	3	matig	102409,99	175196,59	barbeel	matig (ontoereikend)	matig	ontoereikend (slecht)
Demer I	VL05_98	Sterk veranderd	3584392,03	3	matig tot goed	229465,6661	176326,7171	barbeel	goed (matig)	matig	matig (ontoereikend)
Kleine Gete	VL11_109	Sterk veranderd	16627614,52	3	ontoereikend tot matig	202014,3967	170395,2157	brasem/barbeel	matig (ontoereikend)	matig/goed	ontoereikend (slecht)
Melsterbeek I+II	VL11_207	Sterk Veranderd	4734242,86	3	matig	203724	176827	barbeel	ontoereikend (slecht)	matig	slecht (ontoereikend)
Vleterbeek - Poperingevaart	VL05_12	Sterk veranderd	11142519,16	3	ontoereikend tot matig	34242,78	181172,43	brasem	matig	matig	slecht (ontoereikend)
Mangelbeek	VL05_110	Natuurlijk	2276813,34	3	matig	207170	185594	barbeel	matig (ontoereikend)	matig	matig (ontoereikend)
Laan	VL11_84	Natuurlijk	3554925,66	3	matig tot goed	166648,7532	162021,5166	vlagzalm/forel	matig (ontoereikend)	goed	slecht (ontoereikend)
Grote Gete	VL11_107	Sterk veranderd	7979488,25	2	ontoereikend tot matig	187359,8979	162724,9933	barbeel	matig	matig	ontoereikend
Herk	VL05_108	Natuurlijk	21131821,39	2	ontoereikend	216093,25	167316,32	vlagzalm	matig (ontoereikend)	matig	ontoereikend (slecht)
Grote Kemmelbeek	VL05_2	Sterk Veranderd	2770059,32	2	ontoereikend tot matig	41450,34	180353,26	barbeel	ontoereikend (slecht)	ontoereikend	slecht
Marke (Denderbekken)	VL08_72	Sterk veranderd	9873706,53	2	ontoereikend/matig/goed	116812,58	159217,27	vlagzalm	x	matig	ontoereikend
Handzamevaart	VL05_3	Sterk Veranderd	5462102,50	2	ontoereikend	54948,55	191225,64	brasem	x	ontoereikend	slecht (ontoereikend)
Zwartwater	VL05_118	Natuurlijk	1454341,31	1	ontoereikend tot matig	202486	183638	barbeel	x	matig	slecht (matig)
Vunt	VL05_89	Sterk Veranderd	2515649,64	1	ontoereikend/matig	174350,92	179128,87	barbeel	matig (ontoereikend)	slecht	ontoereikend (matig)
Molenbeek - Kottebeek	VL11_33	Sterk Veranderd	1098970,58	0	slecht	114083	178410	barbeel	matig (ontoereikend)	ontoereikend	slecht
Mandel I	VL05_51	Sterk Veranderd	5712409,92	0	slecht tot ontoereikend	59990,25	183372,25	barbeel	x	ontoereikend	slecht
Voer (Leuven)	VL05_87	Sterk Veranderd	3338392,67	0	slecht/ontoereikend	165798,14	171154,87	upstream	ontoereikend (matig)	slecht	slecht (ontoereikend)
Zuunbeek	VL05_94	Sterk Veranderd	6610201,18	0	ontoereikend	143940,24	165332,46	brasem	slecht	ontoereikend	ontoereikend (slecht)

De bekendste aanpak voor het ontwikkelen van Eflows is vermoedelijk de 'Building Block Methodology' (BBM). Deze methodologie werd ontwikkeld in Zuid-Afrika (Tharme & King, 1998; King *et al.*, 2000) en heeft als doel om ter hoogte van opstuwingen op welbepaalde momenten welbepaalde hoeveelheden water te lossen of vrij te geven zodat er stroomafwaarts van de opstuwung een ecologische afvoer in de rivier ontstaat. De basisveronderstelling hierbij is dat soorten die in de rivier leven afhankelijk zijn van welbepaalde basiselementen (building blocks) van het afvoerregime.

Een bouwsteen of 'building block' wordt beschouwd als een afvoer met een bepaalde timing, omvang en duur welke vereist is voor de instandhouding van een ecologische of geomorfologische functie.

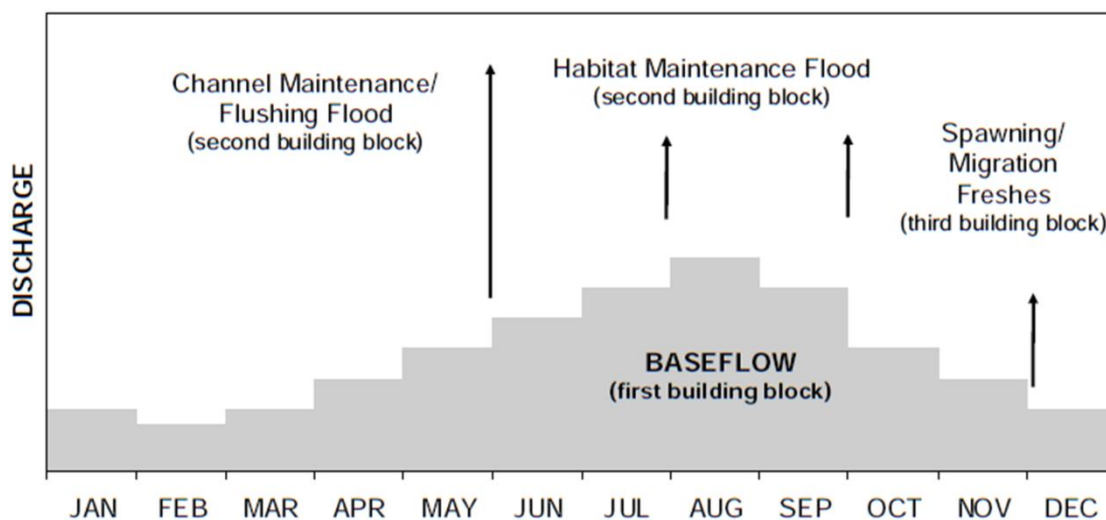
- De biota geassocieerd met een rivier kunnen omgaan met natuurlijk optredende lage afvoercondities en kunnen in sommige periodes afhankelijk zijn van natuurlijk optredende hogere afvoercondities in de rivier. Deze veronderstelling weerspiegelt de mening dat de afvoeren die kenmerkend zijn voor een specifieke rivier, ongeacht hoe extreem, variabel of onvoorspelbaar ze ook mogen zijn, diegene zijn waaraan de soort(en) kenmerkend voor die rivier zijn aangepast en waarvan ze afhankelijk kunnen zijn. Aan de andere kant, afvoeren die niet kenmerkend zijn voor die rivier zullen een atypische verstoring vormen van het rivierecosysteem en kunnen zijn karakter/natuur fundamenteel veranderen.
- De opname van componenten, waarvan gedacht wordt dat ze de meest belangrijke onderdelen van het natuurlijk afvoerregime zijn, als deel van het gewijzigd afvoerregime, zullen het in stand houden van de natuurlijke biota en het natuurlijk functioneren van de rivier vergemakkelijken.
- Bepaalde types van afvoer beïnvloeden de riviergeomorfologie meer dan andere. Identificatie van zulke afvoeren en hun opname in het gewijzigd afvoerregime zal de natuurlijke rivierstructuur en diversiteit van de fysische biotopen helpen in stand houden.

De afvoeren opgenomen in het gewijzigd afvoerregime zullen samen de Eflow-vereisten (EFR of Ecological Flow Requirement) vormen voor de rivier. Vermits de minimaal toelaatbare waarde voor elke afvoercomponent moet worden opgenomen, beschrijft de Eflow vereiste, in tijd en ruimte, de minimale hoeveelheid water waarvan wordt aangenomen dat die de rivier in stand zal houden op een vooraf gedefinieerde 'gewenste staat'.

De aanbevolen afvoeren worden geïdentificeerd en hun omvang, timing en duur worden vastgelegd in een BBM workshop. Initieel, wordt de aandacht toegespitst op de kenmerkende eigenschappen van het natuurlijk afvoerregime van de rivier. De belangrijkste zijn meestal:

- graad van duurzaamheid (vele jaren durend/langlopend);
- omvang van basisafvoeren in het droge en natte seizoen;
- omvang, timing en duur van overstromingen in het natte seizoen;
- en kleine pulsen van verhoogde afvoer of 'freshets' die optreden in de drogere maanden.

Vervolgens wordt bepaald welke afvoerkenmerken het belangrijkst zijn voor het behouden of bereiken van de gewenste toekomstige staat van de rivier. De beschreven onderdelen van elke afvoercomponent worden beschouwd als de bouwstenen ('building blocks') die de Eflow vereisten (Ecological Flow Requirement) definiëren, waarvan elkeen wordt opgenomen omdat dit nodig is voor het ecologisch en geomorfologisch functioneren (Figuur 7). De eerste bouwsteen, of lage afvoer (basisafvoer) component, definieert de vereiste duurzaamheid of niet-duurzaamheid van de rivier, alsook de timing van natte en droge seizoenen. Daaropvolgende bouwstenen voegen noodzakelijke hogere afvoeren toe. Enkele internationale voorbeelden van toepassing van de BBM zijn terug te vinden in Bijlage 10.1.



Figuur 7 Een hypothetische Eflow vereiste (EFR) gebruik makend van de BBM (Tharme & King, 1998).

5.2 EFLOWSTATS EN ECOLOGISCH RELEVANTE AFVOERSTATISTIEKEN

5.2.1 Inleiding

De geschiktheid van 'hydrologische indices', ook 'ecologisch relevante afvoerstatistieken (ERAS)' genoemd (cfr. *ecologically-relevant streamflow statistics* (ERSS)), voor het beschrijven van de verschillende aspecten van afvoerregimes, heeft geleid tot een toegenomen toepassing ervan in het rivieronderzoek. De uitdaging bestaat er in om uit de talrijke ERAS die berekend kunnen worden diegene te kiezen die de belangrijkste facetten van het afvoerregime vertegenwoordigen.

De bedoeling is om uit die overvloed aan ERAS een beperkte set te selecteren die representatief zijn voor cruciale/relevante afvoercharacteristieken en aldus mee de belangrijke afvoerbouwstenen definiëren (cfr. Building Blocks Methode) die noodzakelijk zijn in de levenscyclus van de geselecteerd kenmerkende stroomminnende vissoorten. Berekening van potentieel relevante hydrologische indices kan o.a. worden uitgevoerd met behulp van het softwarepakket EflowStats.

EflowStats

Voor de hydrologische data-analyse, specifiek het achterhalen van een ecologische gradient, werd een datagedreven analyse toegepast met behulp van EflowStats. Het EflowStats pakket werd ontwikkeld om het proces van het genereren van hydrologische indicatoren op basis van dagelijkse afvoergegevens te vergemakkelijken. EflowStats berekent dus een set van ecologische afvoercharacteristieken en fundamentele eigenschappen van dagelijkse afvoer voor een gegeven dataset (171 afvoerstatistieken plus een aantal andere). Het werd specifiek ontworpen voor USGS (United States Geological Survey) op basis van NWIS (National Water Information System) data.

Er bestaan vele statistieken die de vijf belangrijke afvoercomponenten (i.e. omvang/grootte van afvoer, frequentie, duur, timing en snelheid van verandering) vertegenwoordigen. Het aantal bestaande ERAS, beschikbaar via verscheidene softwarepakketten, is bijzonder uitgebreid. Het EflowStats pakket is ontworpen voor het berekenen van een uitgebreide set van ERAS gebruik makend van de open-source R software omgeving en biedt de mogelijkheid voor het berekenen van ERAS voor meerdere locaties tegelijkertijd.

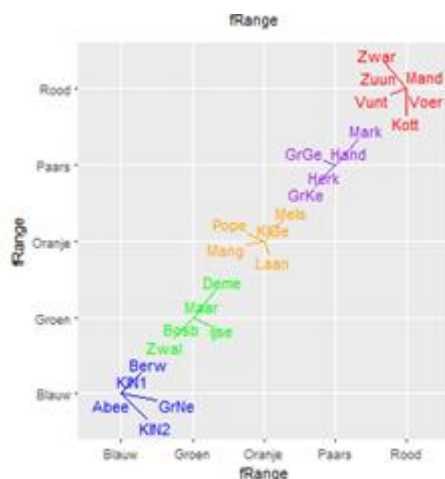
Een beschrijving van de volledige set van ecologische afvoercharacteristieken (171 afvoerstatistieken plus een aantal andere) wordt gegeven in Bijlage 10.2. De volledige set van hydrologische indicatoren die berekend worden kunnen ondergebracht worden in vijf verschillende categorieën (Tabel 7).

Tabel 7 Overzicht van de vijf categorieën waarin de hydrologische EflowStats indicatoren kunnen ondergebracht worden.

MA# - Magnitude, average flow event
ML# - Magnitude, low flow event
MH# - Magnitude, high flow event
FL# - Frequency, low flow event
FH# - Frequency, high flow event
DL# - Duration, low flow event
DH# - Duration, high flow event
TA# - Timing, average flow event
TL# - Timing, low flow event
TH# - Timing, high flow event
RA# - Rate of change, average event

De BBL's hebben een verdeling van waarden voor elke hydrologische indices afgeleid uit de historische afvoerdata. Deze distributies zullen variëren van locatie tot locatie, maar wanneer ze gecombineerd worden vertegenwoordigen ze de 'best beschikbare range' in ruimtelijke en temporele variatie voor deze locaties.

Onderstaande figuur is een louter hypothetische illustratie waarbij er een perfecte gradiënt wordt getoond voor een welbepaalde Eflow-index (fRange - Yas) tussen onze 'best beschikbare locaties' op basis van aanwezigheid van stroomminnende soorten (in blauw), over locaties met minder kenmerkende soorten (in groen), over minder geschikte locaties (in oranje en paars) tot 'slechte locaties' (in rood; stroomminnende soorten afwezig).



Figuur 8 Visuele voorstelling van een hypothetische gradient tussen BBL's (blauw) en sites met minder (groen), nauwelijks (oranje en paars) of geen (rood) kenmerkende soorten. De sites worden met een code van vier letters en/of cijfers weergegeven. Voor de volledige naam van de sites wordt verwezen naar Tabel 5.

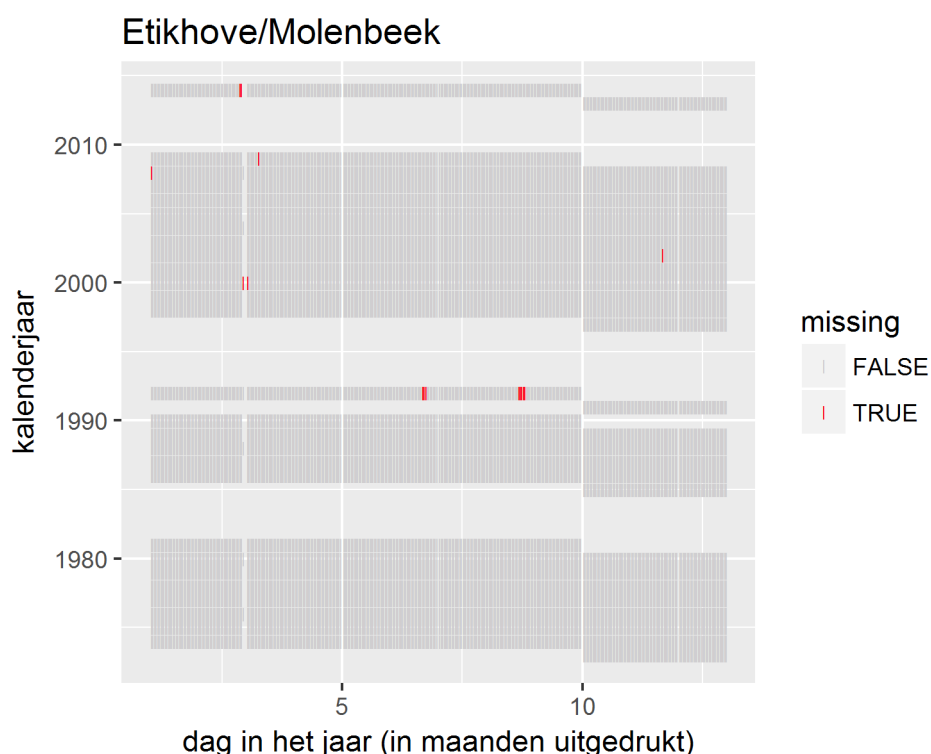
Een volledig uitgeschreven conceptvoorbeeld van EflowStats wordt gegeven in Bijlage 10.3. Dit voorbeeld toont stap per stap hoe de EflowStats berekend kunnen worden via R en hoe de data eruit moeten zien om deze routine te laten werken.

////////////////////////////////////

5.2.2 Controle datakwaliteit

Compleetheit van de data

Voorafgaand aan de data-analyse werd een kwaliteitscontrole van de beschikbare debietsdata uitgevoerd. Analyses van onvolledige data is ingewikkeld, tijdrovend en kan tot foutieve conclusies leiden. De beschikbare historische tijdsreeksen voor de verschillende beken (waterinfo.be) worden vaak gekenmerkt door het ontbreken van enkele tot vele debietsgegevens voor verschillende ‘hydrologische jaren’⁶. Hydrologische jaren met veel ontbrekende debietsdata werden uit de dataset verwijderd (Tabel 8, Tabel 9).



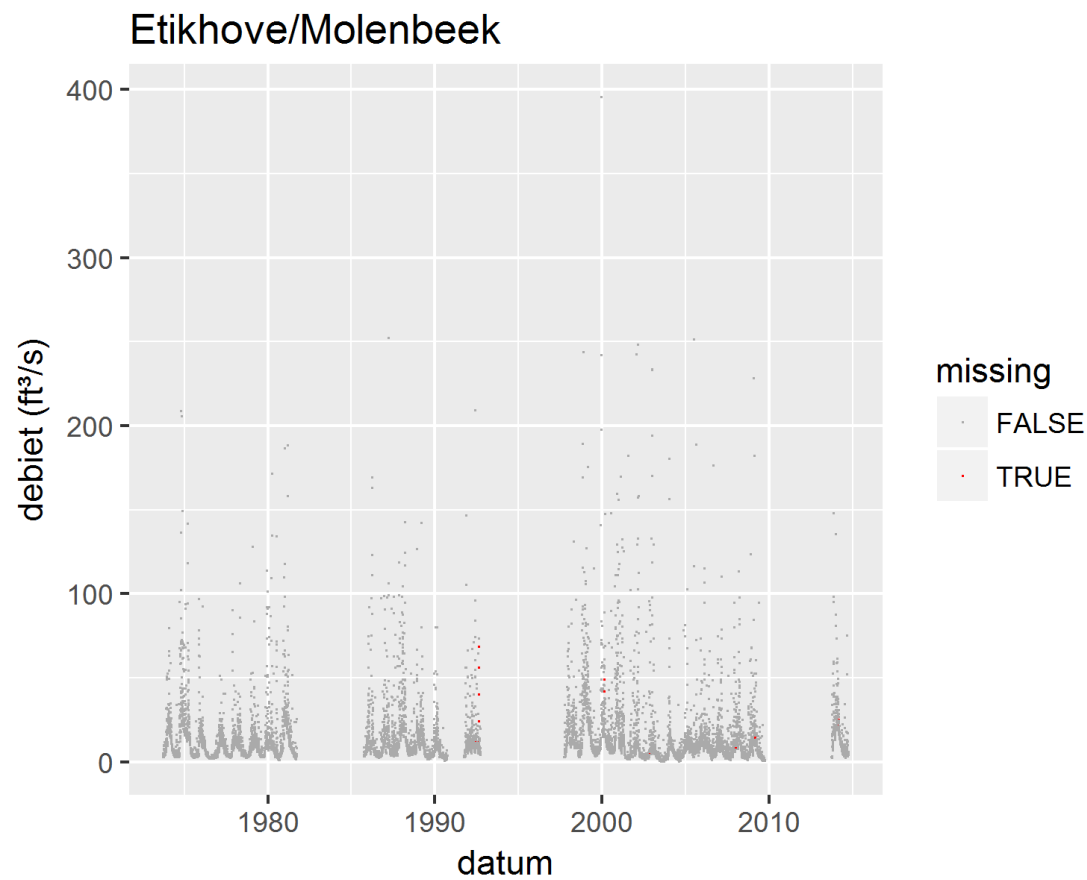
Figuur 9 Voorbeeld van een visualisatie van ‘ontbrekende debietswaarden’ voor de historische debietsdata van het meetstation in de Molenbeek in Etikhove. De rode verticale strepen visualiseren de ontbrekende daggemiddelde debieten per hydrologisch jaar. Hydrologische jaren met veel ontbrekende debietsdata worden niet weergegeven. Doordat een hydrologisch jaar op 1 oktober begint lijkt de figuur te ‘verspringen’.

Imputatie van de data

Om de kwaliteit van de data te verhogen is ‘data cleaning’ noodzakelijk. Dit betekent dat ontbrekende data werden opgespoord waarna jaren met te veel ontbrekende data uit de dataset werden verwijderd. Ontbrekende data kunnen onder bepaalde voorwaarden en op basis van een statistische bewerking ook vervangen worden. Dat vervangen van data wordt imputatie genoemd (Figuur 10). Een vrij stricte data-imputatie werd toegepast, dit wil zeggen dat enkel ‘kleine gaten’ in de dataset werden geïmputeerd. Enkel gaten in de dataset van

⁶ Het hydrologische jaar start op 1 oktober en is het punt waarop de hydrologische cyclus in balans is. Na 1 oktober zorgt neerslag voor het aanvullen van de waterreserves in de grond, tot 1 April -middelpunt van het hydrologische jaar- wanneer door verdamping het gestockeerde water begint te verminderen.

maximum vijf opeenvolgende dagen zonder gemiddelde debietswaarde werden geïmputeerd via het R package ‘*imputeTS*’ en meer concreet met de functie ‘*na.interpolation*’ (Bijlage 10.3.3).



Figuur 10 Voorbeeld van ‘geïmputeerde debietswaarden’ voor de debietsreeks van het meetstation in de Molenbeek in Etikhove. De rode cirkeltjes geven aan waar data werden gegenereerd via imputatie.

Tabel 8 Overzicht van de historische debietsdata per hydrologisch jaar per locatie (periode: 1972-1993). 'Kruisjes' ('x') geven aan in welk hydrologisch jaar de data sterk onvolledig waren en dus direct uit de dataset verwijderd werden. De letter 'N' geeft aan dat na stricte toepassing van het criterium voor imputatie van data de gegevensreeks als 'Niet Geschikt' werd bevonden. De vermelding 'OK' geeft aan in welke hydrologische jaren de 'data volledig' waren of enkel kleine gaten met minder dan vijf opeenvolgende dagen met ontbrekende debietswaarden werden geïmputeerd.

Gemeente/Rivier	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993
1 Bree/Abeek	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
2 Moelingen/Berwijn	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK
3 Opoeteren/Bosbeek	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	OK
4 Retie/Kleine Nete	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
5 Herentals/Kleine Nete_Nederrij	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
6 Overijse/Laan	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	N	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
7 Bilzen/Demer	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x
8 Oorbeek/Grote Gete	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
9 Wellen/Herk	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	N	OK	OK
10 Zoutleeuw/Kleine Gete	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	N	N	N	N	x	N	OK	OK	N	N
11 Viane/Mark	x	x	x	x	x	x	OK	N	N	x	N	OK	N	x	x	OK	OK	N	OK	x	OK	OK
12 Oostvleteren/Poperingevaart	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	N	x	x	OK	x	N	OK	OK	OK	N	OK	N	N
13 Nederzwalm/Zwalmbeek	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
14 Lummen/Mangelbeek	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
15 Molenstede/Zwart Water	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK
16 Letterhoutem/Molenbeek (Kottembeek)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
17 Vlamertinge/Grote Kesselbeek	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
18 Rummen/Melsterbeek	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x
19 Roeselare/Mandel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
20 Bertem/Voer	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
21 Etikhove/Molenbeek	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	N	x	N	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	N
22 Sint-Pieters-Leeuw/Zuunbeek	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
23 Huldenberg/Ijse	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
24 Wilsele/Vunt	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25 Meerhout/Grote Nete	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
26 Kortemark/Handzamevaart	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tabel 9 Overzicht van de historische debietsdata per hydrologisch jaar per locatie (periode: 1994-2016). 'Kruisjes' ('x') geven aan in welk hydrologisch jaar de data sterk onvolledig waren en dus direct uit de dataset verwijderd werden. De letter 'N' geeft aan dat na stricte toepassing van het criterium voor imputatie van data de gegevensreeks als 'Niet Geschikt' werd bevonden. De vermelding 'OK' geeft aan in welke hydrologische jaren de 'data volledig' waren of enkel kleine gaten met minder dan vijf opeenvolgende dagen met ontbrekende debietswaarden werden geïmputeerd.

Gemeente/Rivier	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
1 Bree/Abeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	N	x
2 Moelingen/Berwijn	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	x	OK	OK
3 Opoeteren/Bosbeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	N	N	OK	OK	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK
4 Retie/Kleine Nete	N	N	N	N	N	OK	OK	OK	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	x	x	x	x
5 Herentals/Kleine Nete_Nederrij	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	OK	OK	N	x
6 Overijse/Laan	N	OK	N	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	x	x	x	x	x	x	N	OK	OK	x	x
7 Bilzen/Demer	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	N	OK	OK	OK	OK	OK
8 Oorbeek/Grote Gete	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	N	x	x	OK	OK	OK	OK	N
9 Wellen/Herk	OK	OK	x	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	OK	OK	OK	x	x	x	x	OK	N	OK
10 Zoutleeuw/Kleine Gete	N	N	OK	OK	N	N	N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
11 Viane/Mark	N	OK	N	N	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	N	OK	N	OK	OK	OK	OK	N	N	x	OK	OK
12 Oostvleteren/Poperingevaart	N	N	N	N	OK	OK	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	OK	N	OK	OK	OK	OK
13 Nederzwalm/Zwalmbeek	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	OK	OK	x	N	OK	OK	OK	OK	OK	OK
14 Lummen/Mangelbeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
15 Molenstede/Zwart Water	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK	OK	OK	OK	N	N
16 Letterhoutem/Molenbeek (Kottembeek)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	N	OK	N	OK	OK	OK	x	x	OK
17 Vlamertinge/Grote Kesselbeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	x	N	x	N	OK	OK	x	x	x	N	OK	OK	OK
18 Rummen/Melsterbeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	x	x	x	x	x	N	OK	OK	OK	OK	OK	x	OK	OK
19 Roeselare/Mandel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	x	N	OK	N	x
20 Bertem/Voer	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	x	OK	OK	N	N	N	x	x	x	x	x	x	x	x	x
21 Etikhove/Molenbeek	x	N	N	N	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	N	N	x	OK	N	x
22 Sint-Pieters-Leeuw/Zuunbeek	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK
23 Huldenberg/Ijse	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	N	N	x	x	x	OK	N	N	OK	OK
24 Wilsele/Vunt	x	x	x	x	x	x	x	x	OK	OK	x	N	N	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
25 Meerhout/Grote Nete	x	x	x	x	OK	x	x	x	OK	x	x	x	x	x	OK	x	OK	OK	x	x	x	x	x
26 Kortemark/Handzamevaart	x	OK	N	x	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	OK	N	OK

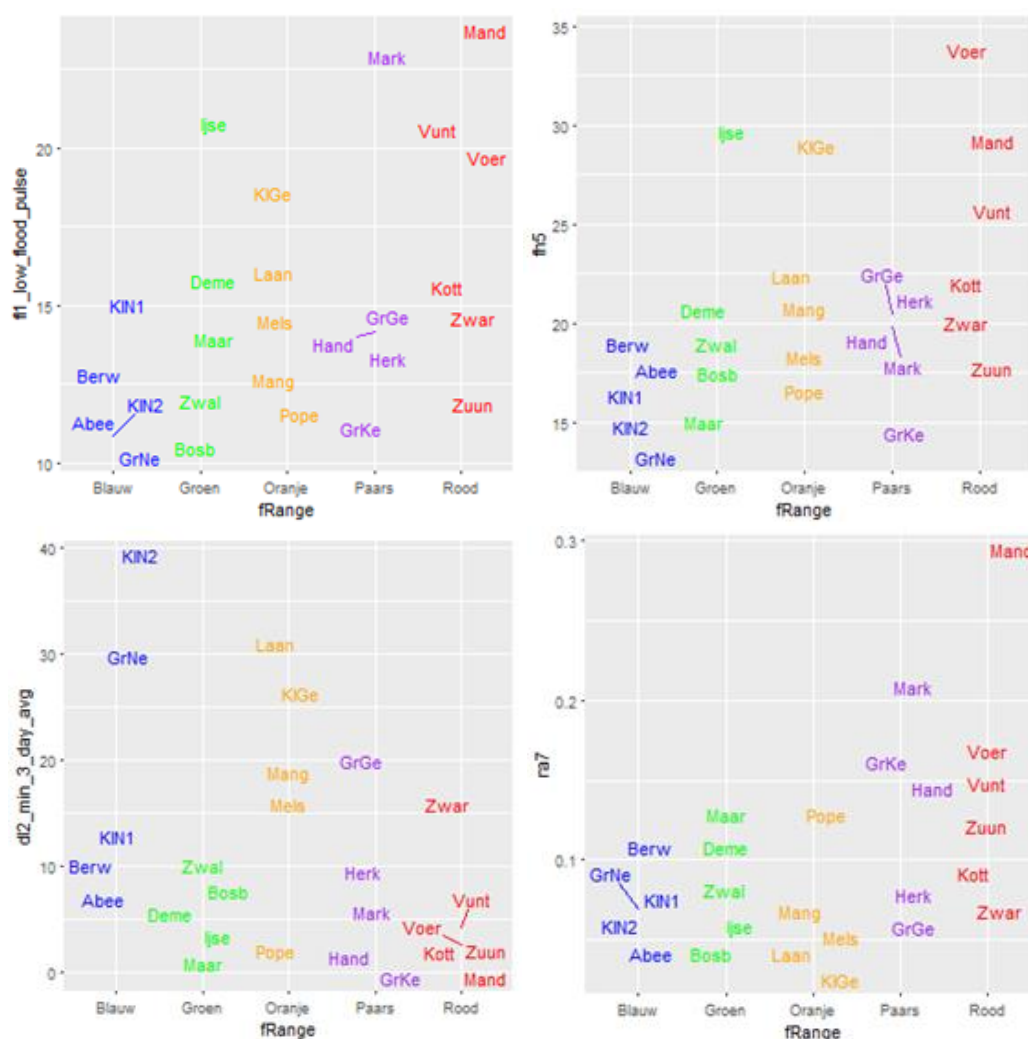
5.2.3 Resultaten EflowStats

Het EflowStats Package

Per site werden de Eflow berekeningen toegepast zoals deze gedefinieerd zijn in het EflowStats pakket dat te vinden is op github. De functies vereisen een zeer specifiek formaat: voor meer informatie wordt verwezen naar de bijlage 10.3.4 'Toepassen EflowStats op basis van het EflowStats Package'.

Berekeningen en analyse

Na berekening van de 171+ hydrologische indices (Bijlage 10.3.4, Bijlage 10.2: Tabel 38 t.e.m. 49) werden de indices geselecteerd die een zekere gradiënt in functie van de aan-/afwezigheid van kenmerkende vissoorten tonen. Voor de meeste indices vonden we geen of nauwelijks een gradiënt zoals hypothetisch geïllustreerd werd in Figuur 8. Slechts enkele indices lijken geschikt en relevant om te integreren in een beoordelingsmethodiek (Figuur 11).



Figuur 11 Plots van de resultaten van vier afvoerstatistieken of hydrologische indices (FL1, FH5, DL2 en RA7) die een minieme gradiënt tonen tussen de Best Beschikbare Locaties (blauwe groep) en de minder goede en slechtste locaties waar kenmerkende stroomminnende vissoorten beperkt(er) (groene / oranje / paarse groep) of niet aanwezig zijn (rode groep).

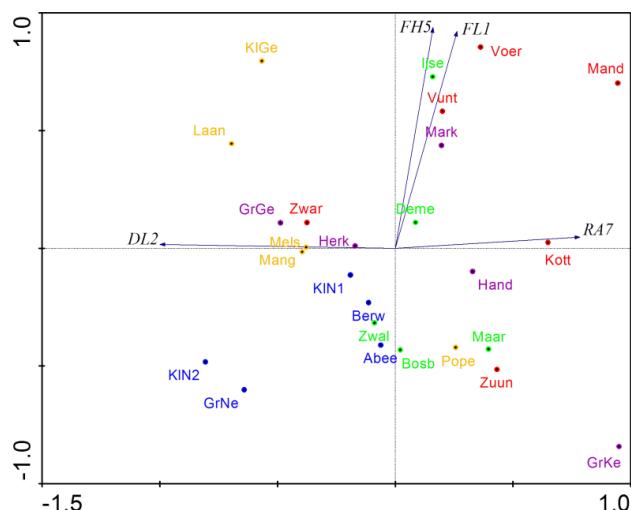
Vier afvoerstatistieken of hydrologische indices werden weerhouden (Tabel 10). Deze kunnen, zoals elke ERAS, ondergebracht worden in één van de vijf verschillende categorieën die een natuurlijk afvoerregime kenmerken (met name: omvang van afvoer, frequentie, duur, timing of snelheid van verandering) en zijn een onderbouwing voor de bouwsteenmethode.

Tabel 10 Beschrijving van de vier geselecteerde en relevante hydrologische indices.

Functie	Definitie
FL1	‘Low flood pulse count and variability in pulse count’ (FL# - Frequency, low flow event → lage afvoer bouwsteen) FL1 berekent het gemiddeld aantal afvoergebeurtenissen met afvoeren beneden een drempelwaarde die gelijk is aan de 25-percentiel waarde voor de volledige afvoerreeks. FL1 is het gemiddelde aantal gebeurtenissen.
FH5	‘Flood frequency’ (FH# - Frequency, high flow event → hoge afvoer bouwsteen) Berekent het gemiddeld aantal afvoergebeurtenissen met afvoeren boven een drempelwaarde die gelijk is aan de mediaan-afvoerwaarde voor de volledige afvoerreeks. FH5 is het gemiddelde aantal gebeurtenissen.
DL2	Jaarlijks minimum van ‘3-day moving gemiddelde afvoer’ (DL# - Duration, low flow event → lage afvoer bouwsteen) Berekent het minimum van ‘3-day moving gemiddelde afvoer’ voor elk jaar DL2 is het gemiddelde van deze waarden.
RA7	Verandering van afvoeren (RA# - ‘Rate of change, average event’). Berekent de log10 van de afvoeren van de volledige afvoerreeks. Berekent de verandering in log van afvoer voor dagen waarin de verandering negatief is voor de volledige afvoerreeks. RA7 is de mediaan van deze log-waarden.

Eén of meer van deze vier hydrologische afvoerstatistieken of indices kunnen dus de basis vormen voor het uitwerken van een hydrologische maatlat. Bij drie van de vier indices (FL1, FH5 en RA7) wordt een ‘aantal’ gebeurtenissen berekend terwijl de DL2-index een minimale debietswaarde berekent. Zowel de FL1- als de DL2-index zijn in principe geschikt voor de onderbouwing van een lage afvoerbouwsteen (cfr. ‘omvang/grootte van afvoer’) maar omwille van de moeilijkheid van het gebruik van absolute waarden in een beoordelingsmethodiek werd de DL2-index finaal niet weerhouden. De RA7 werd gebruikt als onderbouwing van de ‘snelheid van verandering’-bouwsteen.

Een verkennende ‘principal componenten analyse’ (PCA) werd uitgevoerd met de vier weerhouden variabelen, met name de FL1-, FH5-, DL2- en RA7-indices. De analyse toonde min of meer een onderscheid tussen de uiterste groepen (blauw vs. rood) op de eerste as voor wat betreft de variabelen DL2 en RA7 (die het tegenovergestelde capteren) en op de tweede as voor de variabelen FL1 en FH5 die min of meer hetzelfde capteren (correleren).



Figuur 12 PCA-analyse met als variabelen FL1, FH5, DL2 en RA7.

5.3 SCOREBEREKENING HYDROLOGISCHE MAATLAT

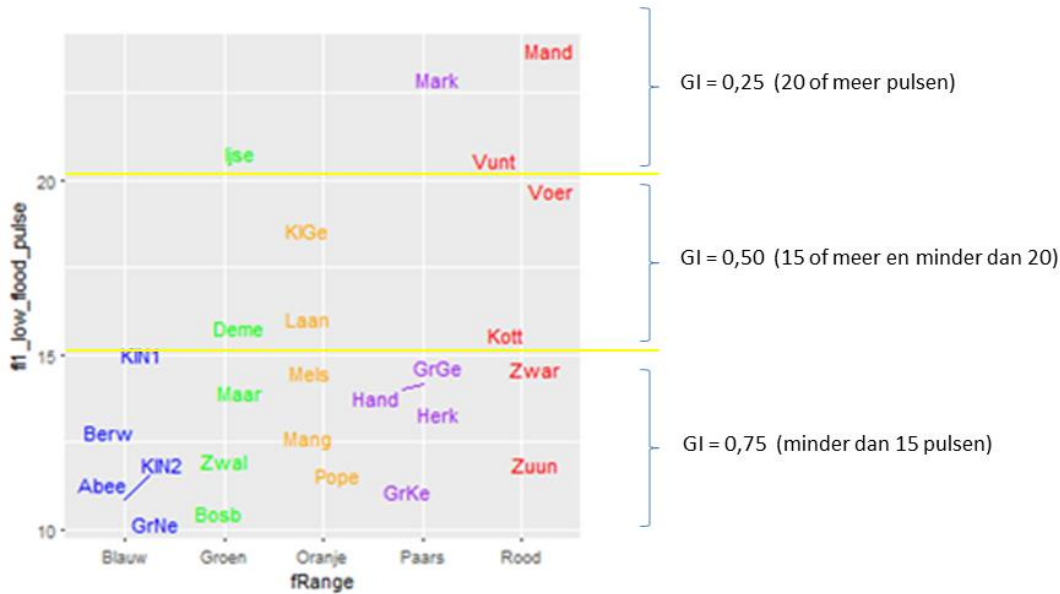
5.3.1 Geschiktheidsindices

Een eerste stap bestaat er in om per hydrologische afvoerindex de berekende waarden onder te verdelen in geschiktheidsklassen. Aan de verschillende klassen wordt een geschiktheidsindex (GI) toegekend (Tabel 11, Tabel 12). We kunnen stellen dat de 'best beschikbare locaties' op basis van aanwezigheid van stroomminnende soorten reeds een afwijking hebben van de onverstoorte natuurlijke referentiesituaties. Daarom wordt aan deze klasse geen GI=1 toegekend maar een GI= 0,75. De rivieren waarvan de waarden voor een afvoerindex het verst verwijderd zijn van de waarden van de BBL's scoren het slechtst en krijgen een GI=0,25. Rivieren met tussenliggende waarden krijgen een GI=0,50. De grenswaarden tussen deze drie categoriën werden op visuele basis, dus min of meer arbitrair, uit de figuren afgeleid (Figuur 13, Figuur 14).

Tabel 11 Weergave van de output range van waarden voor de drie geselecteerde hydrologische indices en de onderverdeling in geschiktheidsklassen.

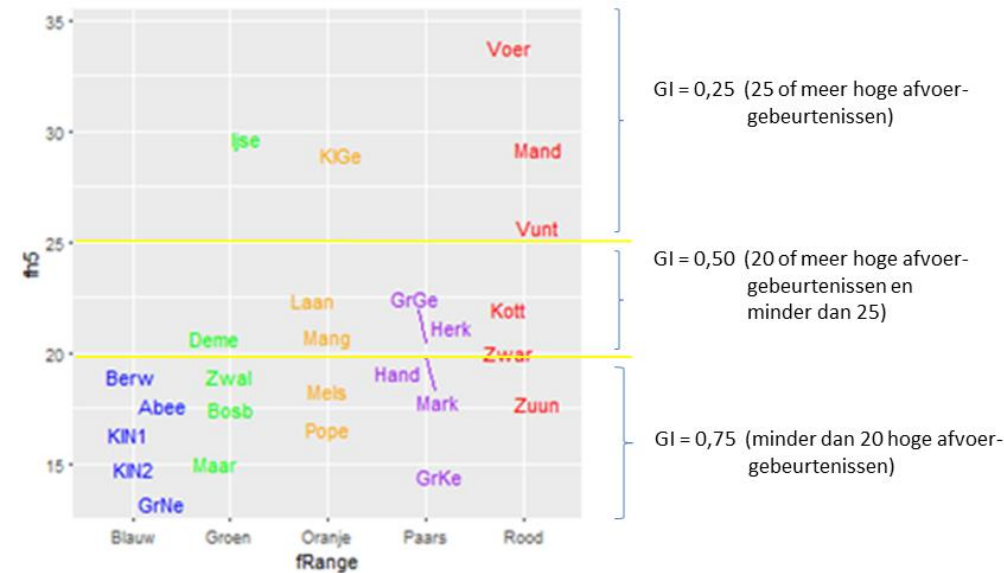
Hydrologische index	Waarde	GI
FL1	minder dan 15 pulsen	0,75
	15 of meer pulsen en minder dan 20	0,5
	20 of meer pulsen	0,25
FH5	minder dan 20 hoge afvoergebeurtenissen	0,75
	20 of meer hoge afvoergebeurtenissen en minder dan 25	0,5
	25 of meer hoge afvoergebeurtenissen	0,25
RA7	$\leq 0,1$	0,75
	$> 0,1$ en $\leq 0,2$	0,5
	$> 0,2$	0,25

FL1 – Low floodpulse



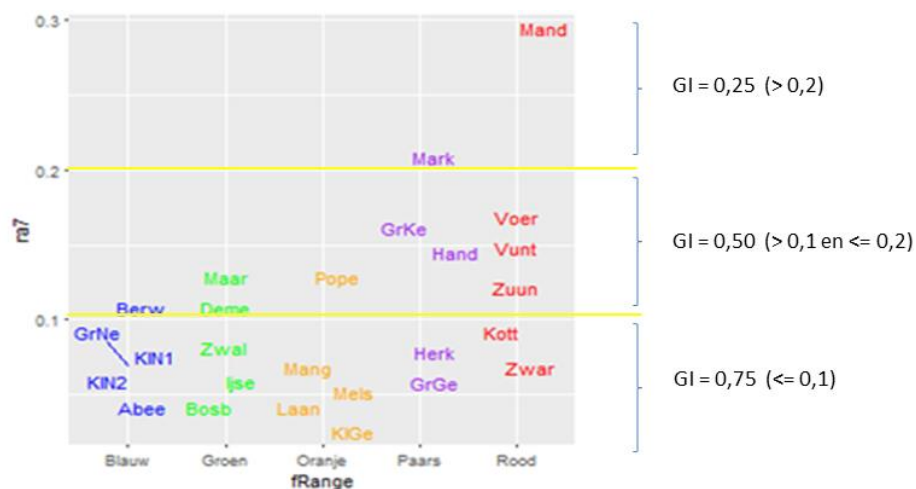
Figuur 13 De berekende waarden voor de hydrologische afvoerindex FL1, onderverdeeld in geschiktheidsklassen met een bepaalde geschiktheidsindex (GI).

FH5- Flood frequency



Figuur 14 De berekende waarde voor de hydrologische afvoerindex FH5, onderverdeeld in geschiktheidsklassen met een bepaalde geschiktheidsindex (GI).

RA7 – Verandering van afvoer



Figuur 15 De berekende waarde voor de hydrologische afvoerindex RA7, onderverdeeld in geschiktheidsklassen met een bepaalde geschiktheidsindex (GI).

Tabel 12 EflowStats berekeningen van drie hydrologische indices (FL1, FH5 en RA7) met toekenning van een geschiktheidsindex (GI).

Rivier	FL1	GI	FH5	GI	RA7	GI
Abee	10,74	0,75	18	0,75	0,05	0,75
Berw	12,36	0,75	18,27	0,75	0,1	0,75
Bosb	10,88	0,75	18,19	0,75	0,05	0,75
KIN1	14,6	0,75	17,2	0,75	0,07	0,75
KIN2	10,86	0,75	14,14	0,75	0,07	0,75
Laan	16,48	0,5	23,12	0,5	0,05	0,75
Deme	15,35	0,5	21,38	0,5	0,1	0,75
GrGe	14,22	0,75	20,47	0,5	0,05	0,75
Herk	13,74	0,75	20,35	0,5	0,07	0,75
KiGe	19	0,5	28,25	0,25	0,03	0,75
Mark	22,48	0,25	19,81	0,75	0,2	0,5
Pope	11,96	0,75	17,29	0,75	0,12	0,5
Zwal	11,55	0,75	18,25	0,75	0,09	0,75
Mang	13,05	0,75	20,05	0,5	0,06	0,75
Zwaar	14,15	0,75	20,73	0,5	0,06	0,75
Kott	15,17	0,5	22,67	0,5	0,1	0,75
GrKe	11,53	0,75	13,77	0,75	0,17	0,5
Mels	14,05	0,75	19	0,75	0,05	0,75
Mand	23,5	0,25	28,5	0,25	0,29	0,25
Voer	20	0,25	34,44	0,25	0,16	0,5
Maer	13,48	0,75	15,7	0,75	0,12	0,5
Zuun	11,42	0,75	17,03	0,75	0,13	0,5
Ijse	20,33	0,25	29	0,25	0,05	0,75
Vunt	21	0,25	25	0,25	0,14	0,5
Hand	14,16	0,75	20	0,5	0,14	0,5
GrNe	10,4	0,75	13,6	0,75	0,07	0,75

Voor elke beek werden de drie hydrologische indices berekend en aan elk resultaat werd een geschiktheidsindex (GI) toegekend. Voor de eindbeoordeling van het waterlichaam konden deze GI's gebruikt worden om een score te berekenen, dit kon op basis van het gemiddelde of op basis van het 'one out, all out' principe waarbij de minst goede score de eindscore bepaalt.

5.3.2 Scoreberekening op basis van het 'gemiddelde van de GI's'

Het gemiddelde van de drie GI's geeft als uitkomst een waarde tussen 0,75 en 0,25 waarbij 0,75 een goede score is en 0,25 een slechte score (Tabel 13, Tabel 14, Tabel 15). Een zeer goede score voor de hydrologische maatlat werd niet weerhouden omwille van de aanname dat de 'best beschikbare locaties' reeds een afwijking hebben van de onverstoorte natuurlijke referentiesituaties welke in theorie gelijk wordt gesteld aan score 1.

Tabel 13 Gemiddelde van de GI's van de drie hydrologische indices (FL1, FH5 en RA7) per waterlichaam en gesorteerd van groot naar klein en ingekleurd volgens de vastgelegde kwaliteitsklasse.

	Gemiddelde score
Abee	0,75
Berw	0,75
Bosb	0,75
KIN1	0,75
KIN2	0,75
Zwal	0,75
Mels	0,75
GrNe	0,75
GrGe	0,67
Herk	0,67
Pope	0,67
Mang	0,67
Zwar	0,67
GrKe	0,67
Maar	0,67
Zuun	0,67
Laan	0,58
Deme	0,58
Kott	0,58
Hand	0,58
KlGe	0,50
Mark	0,50
Ijse	0,42
Voer	0,33
Vunt	0,33
Mand	0,25

Tabel 14 Vijf kwaliteitsklassen/categorieën van slecht tot zeer goed voor onderverdeling van de scoreberekening op basis van het gemiddelde van de GI's, inclusief klassegrenzen.

Hydrologische maatlat (gemiddelde)	
(Zeer goed)	Er is geen enkele rivier die een Geschiktheidsindex (GI) krijgt van 1
Goed	Gemiddelde score GI = 0,75
Matig	Gemiddelde score GI : > 0,50 - < 0,75
Ontoereikend	Gemiddelde score GI : > 0,25 - ≤ 0,50
Slecht	Gemiddelde score GI : ≤ 0,25

	One out, all out
Abee	0,75
Berw	0,75
Bosb	0,75
KIN1	0,75
KIN2	0,75
Zwal	0,75
Mels	0,75
GrNe	0,75
Laan	0,50
Deme	0,50
GrGe	0,50
Herk	0,50
Pope	0,50
Mang	0,50
Zwar	0,50
Kott	0,50
GrKe	0,50
Maar	0,50
Zuun	0,50
Hand	0,50
KlGe	0,25
Mark	0,25
Mand	0,25
Voer	0,25
Ijse	0,25
Vunt	0,25

Hydrologische maatlat (one out, all out)		
Zeer goed		Er is geen enkele rivier die een Geschiktheidsindex (GI) krijgt van 1
Goed		Laagste score GI = 0,75
Matig		Laagste score GI = 0,50
Ontoereikend	Slecht	Laagste score GI = 0,25

Dezelfde beken krijgen een goede score (i.e. 0,75) als bij de scoreberekening op basis van het gemiddelde van de geschiktheidsindices, met name de Abeek, Berwijn, Bosbeek, Kleine Nete I en II, Zwalm, Melsterbeek en de Grote Nete. Ook de Ijse heeft volgens deze methode een opvallend lage score (i.e. 0,25 = ontoereikend/slecht) wat wijst op een verstoord hydrologisch afvoerregime (Tabel 16).

5.3.4 Vergelijking van beide scoreberekeningen

Wanneer de scoreberekeningen volgens de twee methodes vergeleken worden dan merken we dat er voor de vijf voorbeeldrivieren een zelfde eindbeoordeling wordt bekomen. De Bosbeek en de Mark krijgen, respectievelijk, een goede en een ontoereikende score terwijl de drie overige rivieren de Herk, de Laan en de Zuunbeek een matige beoordeling krijgen. De beoordeling van de beken Abeek (Abee) t.e.m. Handzamevaart (Hand) is identiek (Tabel 13, Tabel 17). Aangezien de voorgestelde hydrologische maatlatberekening gebeurden op basis van geschiktheidsindices die werden toegekend aan slechts drie hydrologische indices en op basis van de voorgestelde/toegepaste range van de kwaliteitsklassen/categorieën is er zeer weinig verschil mogelijk in de eindbeoordeling. Enkel bij de berekening van de maatlat volgens de gemiddelde scoreberekening en met de toegepaste kwaliteitsklassen/categorieën kunnen er ook rivieren als slecht beoordeeld worden. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de Mandel die als enige rivier als slecht werd beoordeeld. Volgens de 'one out, all out' beoordeling scoorde de Mandel 'ontoereikend/slecht', net als de Kleine Gete, de Mark, de Voer, de Ijsse en de Vunt.

Indien het wenselijk is om een onderscheid te maken tussen de kwaliteitsklassen ontoereikend en slecht, kan er geopteerd worden om de gemiddelde scoreberekening te hanteren. Voor het overige is er weinig verschil tussen beide berekeningsmethodes zoals ze hier werden ontworpen en ingevuld.

5.4 EVALUATIE VAN DE HYDROLOGISCHE MAATLAT

Ondanks de berekening van meer dan 171 hydrologische indices bleken slechts enkele indices enigszins geschikt en relevant om te integreren in de beoordelingsmethodiek omdat ze één van de vijf eigenschappen of afvoercomponenten vertegenwoordigen die kenmerkend zijn voor een natuurlijk afvoerregime. Finaal werden de indices FL1, FH5 en RA7 gebruikt in deze maatlat. Omdat de kwaliteit van sommige debietsmetingen niet altijd even betrouwbaar is vertaalt zich dat ook naar de uitkomst van de berekeningen van de hydrologische indices via EflowStats en potentieel dus ook naar de betrouwbaarheid van de uitkomst van de hydrologische maatlat.

Pijnpunten van en potentiële knelpunten bij toepassing van de hydrologische beoordelingsmethode:

- Voor de hydrologische data-analyse, specifiek het achterhalen van een ecologische gradiënt, werd een datagedreven analyse toegepast met behulp van EflowStats. Voor de meeste indices kon geen of nauwelijks een gradiënt onderscheiden worden. Dit kan mogelijks verklaard worden door de kwaliteit van sommige datasets. De voorgestelde hydrologische methode kan in de toekomst betrouwbaarder toegepast worden als ook de kwaliteit van de data verbeterd wordt.
- De kwaliteit en juistheid van de debietsdata, meer bepaald de manier van meten, kan verbeterd worden. De debieten worden berekend op basis van het gemeten waterpeil. Dit gebeurt ofwel op basis van een snelheidsmeting en een peilmeting in een gekalibreerde sectie (bv. meetgoot of betonplaat), maar in de meeste gevallen door een peilmeting op een locatie waarvan het zogenaamde Q/h verband kan ingeschat worden (bv. onder een brug waarvan de doorstroomsectie gekend is en ervan uitgaand dat bij stijgende debieten het peil stijgt of door de dikte van een waterlaag die over een stuw stort, ...). Zo kan er bij opstuwing door waterplanten in de zomer

een peilstijging gemeten worden wat kan resulteren in een overschatting van de debieten.

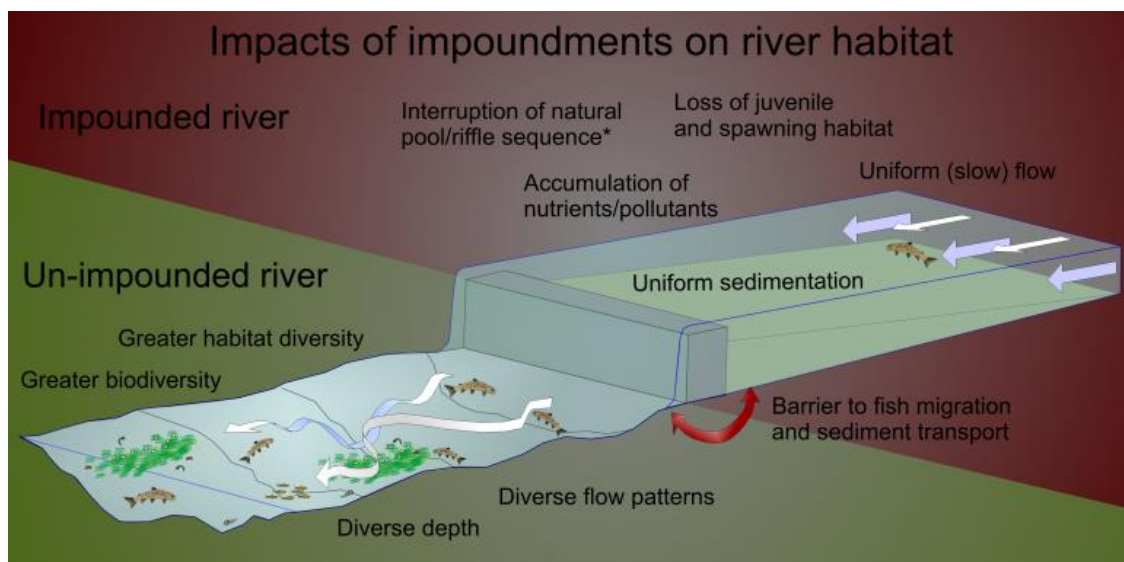
- Het EflowStats softwarepakket laat geen ontbrekende waarden toe in de debietsdata. De beschikbare historische debietsdata op waterinfo.be bevatten echter vaak ontbrekende waarden waardoor heel wat van de beschikbare hydrologische jaren niet in aanmerking komen voor analyse. Daar waar een beperkt aantal waarden ontbreken moet er ook geïmputeerd worden.
- EflowStats kan ook geen hydrologische indices berekenen als er negatieve debietswaarden in de dataset vervat zitten. Negatieve debietswaarden zijn in veel gevallen foute berekeningen. Doch er kunnen effectief negatieve debieten gemeten worden in Vlaanderen ter hoogte van specifieke locaties. Dit kan door terugstuwning ter hoogte van monding in een waterloop waar een plotse peilstijging is opgetreden of het omkeren van de stroomrichting van zodra er een pompgemaal geactiveerd wordt.
- Deze methode vergt de koppeling van talrijke databanken (debietsdata, VIS, typologie, locatie, ecologische kwaliteitscoëfficiënten voor de kwaliteitselementen vissen, macro-invertebraten en hydromorfologie en waterkwaliteit, ...). Deze databanken zijn inhoudelijk niet op elkaar afgestemd en ontbreken vaak een eenduidige, consequente naamgeving voor de verschillende te koppelen items. In deze beperkte oefening met waterlopen behorende tot de waterlooptypes Grote beek Kempen en Grote beek bleek de datakoppeling bijzonder arbeidsintensief. Databanken met consequentere en eenduidigere naamgevingen zijn wenselijk en komen vermoedelijk ook andere doeleinden en/of toepassingen binnen het bredere kader van waterbeheer ten goede.
- De nabijheid van een continue debietsmeting bij een vismeetpunt is absoluut noodzakelijk omdat de te analyseren debietswaarden representatief moeten zijn voor het vismeetpunt.
- Voor wat betreft de visdata is een controle in GIS nodig om te verifiëren of de vismeetpunten gelegen zijn in een zone van de rivier die geschikt moet zijn voor stroomminnende vissoorten.

Naast kwaliteitsvollere debietsdata hypothekeert ook het ontbreken van goede referentiesituaties in Vlaanderen de berekening van de hydrologische deelmaatlat zoals voorgesteld in dit rapport. Als historische natuurlijke afvoerdata ontbreken dan kunnen, zoals eerder in dit rapport vermeld, referentie-afvoeren gemodelleerd worden. Modelleren lijkt aanvullend nuttig om een zo natuurlijk mogelijk hydraulisch regime te bepalen, waaruit onder meer overstromingsfrequentie, hoogwaterstanden en piekigheid kunnen bepaald worden. Dit impliceert dat in modelleringen natuurlijke referentiesituaties zijn doorgerekend, waarin onder meer een natuurlijk landgebruik (afwezigheid van verharding) en afwezigheid van bedijking en waterbouwkundige infrastructuur (sluizen, stuwen, sifons) zijn ingevoerd.

6.1 DE IMPACT VAN STUWEN OP RIVIEREN

In een regio met hoofdzakelijk laaglandrivieren zoals in Vlaanderen zijn riviertrajecten met stroomminnende soorten van nature minder talrijk dan trajecten met soorten van traagstromend water. Daarbij komt nog dat talrijke menselijke ingrepen (opstuwing, verbreding, verdieping,...) er voor gezorgd hebben dat de natuurlijke dynamiek en stroomsnelheid op vele plaatsen nog verder gedaald is waardoor de kansen op vestiging en herstel van die stroomminnende soorten nog kleiner zijn geworden. Deze achteruitgang is een algemene trend in heel West-Europa (Lasne *et al.*, 2007). De meeste rivieren en beken in Vlaanderen zijn geïmpacteerd door grotere of kleinere opstuwende kunstwerken die een functie hebben voor o.a. scheepvaart, land- en tuinbouw en waterkracht (bv. watermolens) en zelfs grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen. Deze stuwen kunnen op veel manieren een impact hebben omdat ze:

- voor een afname van de stromingsvariatie en de daarmee gepaard gaande variatie in dieptes en ondieptes ('pool/riffle' of stroomkuilenpatroon) en bodemsubstraat zorgen. Het habitat of leefgebied van veel typisch stroomminnende soorten wordt hierdoor aangetast;
- voor verlies van biodiversiteit zorgen;
- een barrière voor vis migratie vormen;
- voor accumulatie van nutriënten en pollutanten zorgen (Figuur 15);



Figuur 16 Visuele voorstelling van de gevolgen van verstuwung op rivierhabitats stroomop- (paars) en stroomafwaarts (groen) van stuwen (Bron: The South East Rivers Trust).

- voor een afname in afvoer en stroming zorgen en als gevolg daarvan ook voor een afname in stroomvermogen⁷ ('stream power') en een afname van het daaraan gerelateerd sedimenttransport ('sediment-carrying capacity'). Afhankelijk van de omvang van de opstuwing kunnen grote hoeveelheden sediment gevangen worden, waarbij slechts een bepaalde hoeveelheid van de voormalige sedimentlading beschikbaar is voor de riviertrajecten stroomafwaarts van de opstuwing. De zandvangefficiëntie van grote reservoirs ter hoogte van dammen is meestal groter dan 99% terwijl kleinere opstuwingen algemeen lagere waarden hebben (Williams & Wolman, 1984). De effecten van individuele stuwen kan relatief klein zijn in vergelijking met de zeer grote dammen op de grote rivieren, maar de gecombineerde effecten van opeenvolgende stuwen kunnen aanzienlijk zijn, waarbij ze zelfs die van dammen overschrijden (Thoms & Walker, 1993; Brandt, 2000);
- voor een plotse schommeling van afvoeren kunnen zorgen (Petts, 1984a).

⁷ Het stroomvermogen is de mate waarop potentiële energie omgezet wordt tot kinetische energie en arbeid (zie verder, paragraaf 6.3.3).

Petts (1987) groepeerde de effecten van opstuwing in drie ordes:

- *Eerste-orde veranderingen* zijn veranderingen die optreden in sedimentlading, waterafvoer, waterkwaliteit, plankton,..., (waarbij voor allen de inbreng beschreven wordt in het stroomafwaartse riviertraject van de dam en reservoir).
- *Tweede-orde veranderingen* zijn veranderingen in de vorm van de rivierbedding, substraatsamenstelling, waterplantenpopulatie,....
- *Derde-orde veranderingen* zijn veranderingen in vis- en invertebratenpopulaties. Biotische reacties zijn gewoonlijk sneller dan abiotische en zullen daarom de fysische herstelprocessen nauw volgen (Petts, 1987).

Door de nieuwe veranderde waterafvoer- en sedimentlading- omstandigheden zal de rivierbedding zich aanpassen en een andere vorm aannemen. Deze aanpassingen kunnen als het fysische deel van Pett's tweede-orde veranderingen beschouwd worden. Dit zal veranderingen in breedte, diepte en bodemniveau van de bedding en, als secundair effect, verandering in hellingsgraad met zich meebrengen. Gepaard gaande met hellingsgraad-, afvoer-, en sedimenttransport- veranderingen zijn veranderingen in beddingsmateriaal, zowel wat korrelgrootte en de daaruit voortvloeiende beddingsvorm betreft, planvorm configuratie, stroomkuilenpatroon, maar ook reacties van zijwaterlopen op veranderingen in de hoofdrieverbedding. Het spreekt voor zich dat niet enkel waterafvoer en sedimentconcentratie veranderingen in de rivierbedding bepalen. Talrijke andere parameters, zoals bijvoorbeeld de korrelgrootte van de getransporteerde partikels, beïnvloeden het systeem.

Ondanks de wereldwijde erkenning dat stuwen een belangrijke impact hebben op de stroming, het verhang en het stroomvermogen van rivieren zijn er maar **weinig studies die het cumulatieve effect van stuwen op rivier(ecosystemen) hebben geanalyseerd**. Het is dan ook belangrijk om de impact van stuwen op deze eigenschappen te kwantificeren teneinde het al dan niet behalen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen te helpen verklaren.

6.2 TOETSINGSKADER / TOEPASSINGSGEBIED

Het ambitieniveau is om in deze studie een potentiële verstuwingsmaatlat te ontwikkelen en deze te testen op een beperkt aantal waterlopen en waterlooptypes. Op basis van een aantal factoren of eigenschappen, die een positieve of negatieve invloed kunnen hebben op het Eflow-regime, werd er een selectie gemaakt van een aantal representatieve beken/rivieren behorende tot de waterlooptypes Grote beek en Grote beek Kempen, naar analogie met het toetsingskader van de hydrologische maatlat. De geselecteerde beken/rivieren tonen o.a. een range in mate van verstuwings of werden gekozen omwille van andere historische ingrepen die een invloed gehad (kunnen) hebben op het verval van de beek of rivier. De VMM leverde shape files (GIS bestanden) aan van volgende vijf beken:

- **Marke- (Denderbekken) en Zuunbeek**
De Zuunbeek en de Marke zijn representatief voor sterk verstuwde rivieren. Recent werden, plaatselijk, rivierherstelmaatregelen uitgevoerd waardoor het lengteprofiel werd gewijzigd (dit biedt eventueel de mogelijkheid een vergelijking te maken van de toestand voor de uitvoering van de herstelmaatregelen als van erna. Zo kan er nagaan worden of er verschuivingen in scores zijn en in welke mate er opnieuw rheofiel habitat beschikbaar werd gemaakt).

- Deze beek heeft nog een natuurlijke bovenloop (potentie voor o.a. beekprik) met veel vrij afstromende trajecten, maar ook verschillende watermolens en een kunstmatig gegraven benedenloop met zwakker verhang (Figuur 16).

- Kenmerkend voor deze rivier is dat grote delen van de waterloop naar de valleirand werden verlegd in functie van watermolens.

- Dit is nog een vrij natuurlijke waterloop met slechts twee watermolens.



6.3 TERMINOLOGIE

6.3.1 Verhang of helling

6.3.2 Verval

Het **verval** geeft het absolute hoogteverschil weer tussen twee punten van een waterloop. Verval wordt vaak gebruikt om een hoogteverschil van een infrastructuur zoals een sluis, een stuw of een watermolen aan te geven (Schneiders *et al.*, 2009).

6.3.3 Stroomvermogen in functie van rivierstructuurherstel en ecologische afvoerregime's

Het **stroomvermogen** is de mate waarop potentiële energie omgezet wordt tot kinetische energie en arbeid. De arbeid is de transportcapaciteit van de stroom (Stuckens & Van Hoydonck, 2005). Stroomvermogen ('stream power') kan gedefinieerd worden als:

$$\Omega = \rho g Q S$$

- Ω = stroomvermogen;
- ρ = dichtheid van water (1000 kg/m^3);
- g = valversnelling ($9,81 \text{ m/s}^2$);
- Q = debiet (m^3/s);
- S = hellingsgraad (of slope of verhang).

Stroomvermogen heeft een directe relatie met sedimenttransport (Bagnold, 1960). Deze relatie geldt enkel boven een bepaalde drempelwaarde voor stroomvermogen, ook gekend als **kritisch stroomvermogen** ('critical stream power'). Het kritische stroomvermogen stijgt als het sediment grover wordt. Bij een heel laag stroomvermogen is de sedimentflux minimaal tot onbestaande, maar boven de drempelwaarde voor sedimenttransport is er een duidelijke positieve relatie waarbij een hoger stroomvermogen een hogere sedimentflux teweeg brengt (Gartner, 2016). Op de meeste dagen is er weinig tot geen sedimenttransport. In onze regio wordt sediment gedurende slechts enkele dagen van het jaar getransporteerd wanneer de afvoer hoog genoeg is.

Factoren die weerstand bieden aan sedimenttransport zijn o.a.:

- het gewicht van de sedimentpartikels;
- waterplanten die de energie van het afstromend water dissiperen;
- wortels die het sediment vasthouden;
- bindingsgraad van het rivierbeddingsmateriaal (stenen en klei vs. zand en grind).

Grotere sedimentpartikels bezinken daarbij sneller dan kleinere (i.e. 'settling velocity') (Gartner, 2016).

De transportkracht van water is afhankelijk van de snelheid ervan. De snelheid waarmee het water stroomt kan op verschillende plaatsen in een rivier zeer uiteenlopen. Daar waar deze snelheid plotseling vermindert, bijvoorbeeld doordat de rivier zich verbreedt, zal het water zijn materiaal niet meer in beweging kunnen houden. Daar vindt accumulatie/afzetting plaats. De grofste delen worden vanzelfsprekend het eerst afgezet. Deze wijze van afzetting heet **aggradatie**. Indien een rivier minder materiaal vervoert dan hij uit hoofde van zijn snelheid kan dragen, zal hij nieuw materiaal uit het dal meeslepen (**degradatie**) (Hermans, 1960).

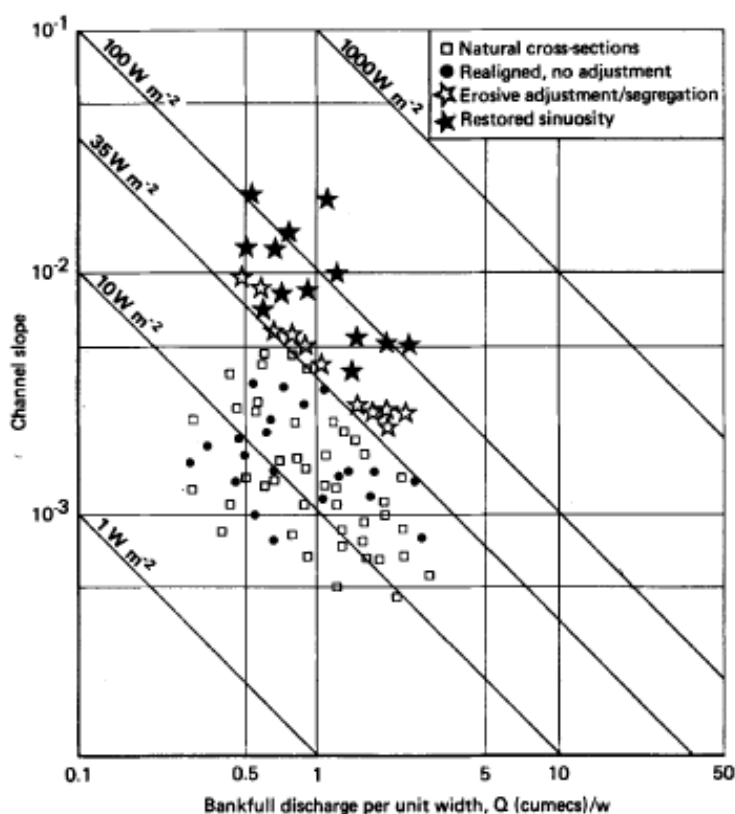
De directe relatie tussen stroomvermogen en sedimenttransport wordt toegepast in tal van studies. Het werd daarbij aangetoond dat stroomvermogen invloed heeft op:

- de vorm van de rivierbedding (Chang, 1979; Kondolf et al., 2003; Wohl, 2004);
- 'pool & riffle' eigenschappen (Wohl et al., 1993);
- 'channel migration' (i.e. de rivier die zich spontaan gaat verleggen) (Nanson and Hickin, 1986; McEwen, 1994);
- bedding aggradatie & degradatie (Bull, 1979);
- overstromingsdynamiek (Nanson and Croke, 1992);

- korrelgrootte v.d. rivierbedding (Snyder et al., 2013).

Het is waarschijnlijk dat veel bochtige rivieren morfologisch stabiel zijn in tegenstelling tot rechtgetrokken waterlichamen. Daarenboven worden ze als esthetischer beschouwd en worden ze gekenmerkt door gevarieerde hydrologische processen en substraten die voorzien in diverse habitats voor fauna en flora, zoals stroomkuilenpatronen en zandbanken. De voordelen van de morfologische eigenschappen van een bochtige rivierbedding omvatten o.a. een verscheidenheid aan condities bij lage afvoer om te foerageren, om zich voort te planten en om zich te verschuilen, variërend van diepe traagstromende poelen tot snelstromend water boven riffles. Bij hogere afvoeren zijn schuilplaatsen beschikbaar als bescherming tegen overmatige stroomsnelheden. Poelen, riffles en zandbanken zijn samengesteld uit verschillend beddingsmateriaal die leefgebieden creëren voor een verscheidenheid aan benthische organismen. Deze organismen bieden op hun beurt essentiële voedselvoorziening voor andere vissen en dieren (Brookes (1987). Langs een natuurlijke rivier kunnen bomen groeien op en langs de oever als toevoeging bij de waterplanten in de rivier. Vegetatie voorziet in schuilplaatsen en voedsel voor vissen en schermt het water af tegen buitensporige temperaturen (Brookes (1987).

Brookes (1988, 1996) beschreef reeds eerder het belang van stroomvermogen. In het kader van riviermanagementdoeleinden werden er pogingen gedaan om drempelwaarden voor stroomvermogen te bepalen waarboven rechtgetrokken rivieren op een spontane, natuurlijke manier kunnen herstellen in afwezigheid van onderhoudsmaatregelen. Brookes (1987) heeft zelfs drempelwaardes voor stroomvermogen bepaald voor het initiëren van bepaalde geomorfologische processen, afhankelijk van debiet en hellingsgraad (Figuur 17).



Figuur 18 Stabiliteit van de bedding van Deense rivieren in relatie tot specifiek stroomvermogen (Brookes, 1987).

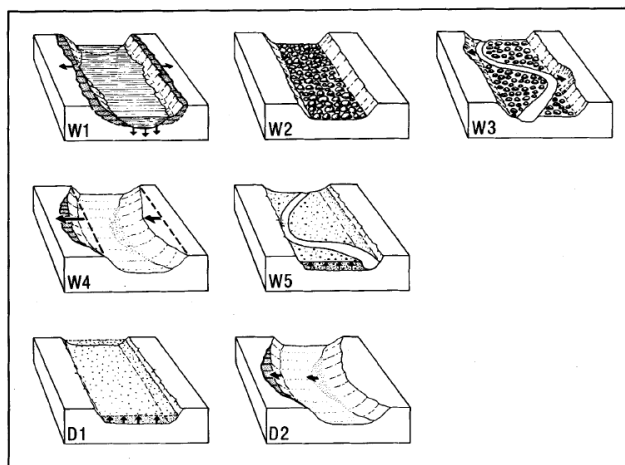
Bovenstaande figuur toont een basisleidraad die ontwikkeld werd voor Denemarken, een geografisch zeer gelijkende regio aan Vlaanderen, met hoofdzakelijk laaglandrivieren met gelijkaardig landgebruik. Het grootste deel van het Deense oppervlak is ofwel bestemd voor intensieve landbouw of ontwikkeld voor industriële of residentiële doeleinden. In het artikel stelt Brookes (1987) dat 98 % van de Deense waterlichamen artificieel werden rechtgetrokken en dus geklassificeerd konden worden als 'channelized'. Slechts 2 % hadden nog natuurlijke morfologische eigenschappen. Een situatie zeer gelijkend aan de toestand van onze Vlaamse waterlopen.

Boven een stroomvermogen van 35 W/m² hadden de rechtgetrokken rivieren uit deze studie de neiging om op natuurlijke wijze hun oorspronkelijke sinuositeit te herstellen. Brookes haalt diezelfde drempelwaarde van 35 W/m² aan als discriminator tussen stabiele en onstabiele rivieren in navolging van het rechtekken van rivieren in Engeland en Wales waarbij met 'stabiliteit' bedoeld wordt dat de rivier 'onvoldoende stroomvermogen' heeft om bijvoorbeeld oevers te eroderen.

Onderstaande figuur stelt de verschillende categorieën voor van aanpassingen die geïdentificeerd werden in Deense rivieren (W1-W5, D1-D2). Er zijn verschillende types aanpassingen of 'channel changes' die kunnen voorkomen langsheen rechtgetrokken rivieren (Brookes, 1987), met name:

- degradatie van de rivierbedding (W1);
- ontwikkeling van een verstevigde laag bovenop het rivierbed (W2);
- ontwikkeling van een kronkelende 'thalweg'⁸ (W3);
- herstel van meandering (W4);
- ontwikkeling van een meanderend traject door sedimentafzetting of depositie (W5).

Ten slotte zijn er nog de effecten die optreden stroomafwaarts rechtgetrokken riviertrajecten (D1&D2).



Figuur 19 Mogelijke types van aanpassingen aan de rivierbedding in rechtgetrokken rivieren (Brookes, 1987): degradatie van de rivierbedding (W1); ontwikkeling van een verstevigde laag bovenop het rivierbed (W2); ontwikkeling van een kronkelende 'thalweg' (W3); herstel van

⁸ Thalweg of talweg is de lijn die de laagste punten in de vallei van een helling met elkaar verbindt. Een talweg geeft zo ook het natuurlijke profiel weer van een waterloop.

Tabel 18 Voorbeeld van een deel van de attributentabel van de Bosbeek met per rij informatie over de stroomop- en stroomafwaartse waterhoogte (simus stag / simds stag) van een individueel lijnstukje.

FID	Shape	us node id	ds node id	simds stag	simflow	simus stag	simvelocit
0	Polyline	BOS009	BOS0026	27,167	0,4	27,275	0,369
1	Polyline	BOS009i1	BOS009	27,275	0,4	27,3	0,243
2	Polyline	BOS010	BOS009i1	27,3	0,4	27,308	0,176
3	Polyline	BOS012i1	BOS012	27,347	0,147	27,351	0,146
4	Polyline	BOS013	BOS012i1	27,351	0,147	27,358	0,188
5	Polyline	BOS013i1	BOS013c	27,358	0,137	27,372	0,223
6	Polyline	BOS013i2	BOS013i1	27,372	0,137	27,4	0,271
7	Polyline	BOS014	BOS013i2	27,4	0,137	27,444	0,302
8	Polyline	BOS014i1	BOS014	27,444	0,137	27,495	0,341
9	Polyline	BOS015	BOS014i1	27,495	0,137	27,559	0,353
10	Polyline	BOS016	BOS015	27,559	0,137	27,616	0,279

6.4.1.1 Lengteprofielen op basis van het digitaal hoogtemodel (DHMV)

De hierboven toegelichte methodiek is enkel bruikbaar op opgemeten en gemodelleerde waterlopen. Voor veel kleinere waterlopen is de methode dus niet bruikbaar. Daarnaast is het simuleren van het waterpeil en het exporteren van de data vrij arbeidsintensief.

Een mogelijke alternatieve manier om de verhanglijn van de waterloop te bepalen is door gebruik te maken van het DHMV. DHMV is de verzamelnaam voor alle gebiedsdekkende hoogtegegevens van Vlaanderen waarover Informatie Vlaanderen beschikt (Petermans & Van Camp, 2019). Daarbij hebben specifiek de LIDAR data potentie (Light Detection And Ranging of Laser Imaging Detection And Ranging). LIDAR is een technologie die de afstand tot een object of oppervlak bepaalt door middel van het gebruik van laserpulsen. Op basis van reflectie kunnen ook wateroppervlakken gedetecteerd worden.

Deze methode laat toe om ook voor niet-gemodelleerde waterlopen gegevens over de helling te verzamelen en heeft dus een veel groter bereik. Al is de techniek mogelijk minder toepasbaar voor smalle waterlopen of waterlopen in bebost gebied. De toepasbaarheid van deze methode wordt daarom best nog verder onderzocht.

6.5 BEREKENEN VAN DE VERSTUWINGSGRAAD VAN VLAAMSE BEKEN EN RIVIEREN

Sluizen, stuwen, sifons, bodemvallen en vernauwingen zijn constructies die een opstuwend effect hebben waardoor ze een belangrijke impact hebben op beken en rivieren. Louter de aanwezigheid van een stuw leert ons weinig over de impact ervan op de beek of rivier. Daarenboven kunnen stuwen niet afzonderlijk gezien worden maar moeten ze beschouwd worden als een onderdeel van de volledige reeks van opstuwende constructies binnen eenzelfde beek of rivier.

In dit rapport worden er drie potentiële methodes uitgewerkt en voorgesteld om de impact van opstuwende constructies in beken en rivieren te kwantificeren.

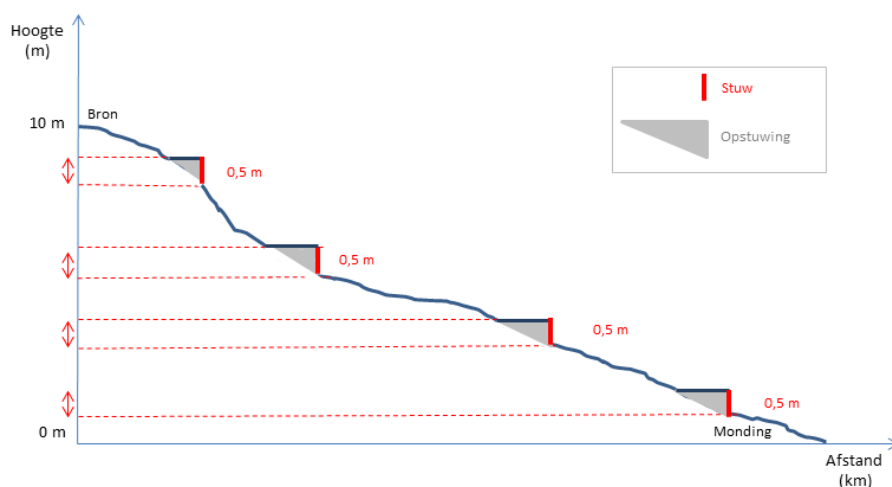
6.5.1 Methode 1: Bepalen van het cumulatief verval door kunstwerken

6.5.1.1 Inleiding

De eerste en eenvoudigste benadering om de verstuwingsgraad van rivieren te kwantificeren bestaat er in om te berekenen hoeveel van het verval van de rivier binnen het beschouwde traject op een kunstmatige manier wordt afgebouwd door stuwen.

////////////////////////////////////

Veel Vlaamse rivieren zijn in meer of mindere mate opgestuwd. Bedoeling is om te berekenen hoeveel van het natuurlijk verval van een rivier wordt ‘weggenomen’ door stuwen (Figuur 19).



Figuur 20 Hypothetisch longitudinaal profiel van een verstuwde rivier met aanduiding van het verval dat gecreëerd wordt door de verschillende stuwen.

6.5.1.2 Methodiek voor het berekenen van het cumulatief verval

Benodigde invoerdata en toepasbaarheid:

- Een inventaris van alle opstuwende constructies met per constructie de vervalhoogte bij normale afvoer (bv. via databank vismigratie, de kunstwerk-beheer toepassing (KUBE) of opmetingsplannen van de VMM).
- De hoogte van het begin- en eindpunt van het beschouwde traject (bv. via opmetingsplannen van de VMM).

Omdat deze gegevens voor veel waterlopen reeds beschikbaar zijn of eenvoudig verzameld kunnen worden, is deze methode vrij vlot toepasbaar om voor een groot aantal waterlichamen een score te berekenen.

Totaal verval van de rivier

Het totale verval of hoogteverschil van de rivier tussen zijn bron en monding, Δh_{rivier} , kan bepaald worden door het verschil te maken van de waterpeilhoogte van het meest stroomopwaartse punt (van het lijnstukje) ter hoogte van de bron met de waterpeilhoogte van het meest stroomafwaartse punt (van het lijnstukje) ter hoogte van de monding. In bovenstaand voorbeeld zijn de bron en de monding, respectievelijk, op 10 en 0 mTAW hoogte gelegen en bedraagt het totaal verval van de rivier bijgevolg 10 meter. Het totaal verval tussen bron en monding van de rivier kan weergegeven worden als:

$$\text{Verval}_{\text{Rivier}} = \Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$$

Verval ter hoogte van kunstwerken

De talrijke stuwen (en duikers, bodemvallen, ...) in onze waterlopen zorgen vaak voor een onnatuurlijke opstuwing waardoor een (groot) verval gecreëerd wordt ter hoogte van deze kunstwerken. Kunstwerken die een vismigratieknelpunt vormen en hun absolute vervalhoogtes die ze veroorzaken werden zowel geïnventariseerd in de vismigratiedatabank

(www.vismigratie.be) als in de kunstwerk-beheer toepassing van de VMM (KUBE). Geen van beide is momenteel echter volledig. Het is aangewezen en bovendien nauwkeuriger om de nodige informatie uit de opmetingsplannen van de VMM te halen.

In deze opmetingsplannen is, zoals eerder vermeld, elke rivier onderverdeeld in verschillende lijnstukjes. Het respectievelijk stroomop- en stroomafwaartse begin- en eindpunt van elk lijnstukje (stage) heeft een gesimuleerde waarde voor waterhoogte (m). Op basis van deze gegevens kan de vervalhoogte in mTAW berekend worden, met name door het verschil in (gemodelleerde) waterhoogte tussen het dichtstbijzijnde stroomopwaartse ($h_{\text{opwaarts kunstwerk 1}}$) en stroomafwaartse punt ($h_{\text{afwaarts kunstwerk 1}}$) van een geïnventariseerd kunstwerk.

- het verval of hoogteverschil (Δh) t.h.v. een kunstwerk kan weergegeven worden als:

$$\text{Verval}_{\text{kunstwerk}} = \Delta h_{\text{kunstwerk}} = h_{\text{opwaarts kunstwerk}} - h_{\text{afwaarts kunstwerk}}$$
- het cumulatief verval of cumulatief hoogteverschil door alle kunstwerken samen in een rivier kan eenvoudig berekend worden als:

$$\Delta h_{\text{kunstwerken}} = \Delta h_{\text{kunstwerk 1}} + \Delta h_{\text{kunstwerk 2}} + \Delta h_{\text{kunstwerk 3}} + \dots + \Delta h_{\text{kunstwerk n}}$$

Cumulatief verval veroorzaakt door kunstwerken

Het cumulatief vervalpercentage veroorzaakt door kunstwerken kan berekend worden als (Tabel 19):

$$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$$

Behoud van natuurlijk verval van de rivier

In functie van een score-beoordeling kan bovenstaande ook geformuleerd worden als hoeveel van het natuurlijk verval van de rivier behouden is gebleven:

$$1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$$

Tabel 19 Berekening van het cumulatief verval (%) door vier stuwen op een rivier zoals geïllustreerd in figuur 19

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	10,00
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	0,00
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	10,00
Δh_1	0,5
Δh_2	0,5
Δh_3	0,5
Δh_4	0,5
$\Delta h_{\text{kunstwerken}}$ of $\Delta h_1 + \Delta h_2 + \Delta h_3 + \Delta h_4$ (mTAW)	2,00

$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,2
$1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,8

Het resultaat van de berekeningen $(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$ en $1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$ zijn een maat voor respectievelijk het verstuwd karakter en behoud van natuurlijk verval van de rivier.

6.5.1.3 Cumulatief verval van de geselecteerde rivieren

Op basis van de opmetingsplannen van VMM, en de daarbijhorende attributentabellen met informatie over de gesimuleerde waterhoogte (m) bij een aangenomen basisdebiet, werden er in GIS profielen gegenereerd van de vijf geselecteerde beken (Tabel 20-24).

Case study 1: Bosbeek

Tabel 20 Berekening van het cumulatief verval door kunstwerken in de Bosbeek

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	59,637		
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	24,000		
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	35,637		
		Kunstwerk	ID
Δh_1	1,367	Slagmolen	10004-160
Δh_2	0,637	bodemplaat Schans Kasteel	10004-151
Δh_3	0,140	bodemplaat Bergeinde	10004-150
Δh_4	1,812	Dorpermolen	10004-140
Δh_5	0,656	Volmolen	10004-120
Δh_6	1,322	Leverenmolen	10004-110
Δh_7	0,000	Verdeelwerk Bosbeek-Witbeek	10004-100
Δh_8	0,518	Gerbruggenmolen	10004-090
Δh_9	0,082	sifon	10004-080
Δh_{10}	0,732	Kleeskesmolen	10004-070
Δh_{11}	0,012	bodemval	10004-060
Δh_{12}	1,018	Neermolen	10004-050
Δh_{13}	0,141	stuw	10004-045
Δh_{14}	1,055	Wurfeldermolen	10004-040
Δh_{15}	1,090	Bosmolen	10004-030
Δh_{16}	1,481	Aldeneikermolen	10004-020
Δh_{17}	3,000	mondig met stenen drempels	10004-010
$\Delta h_{\text{kunstwerken}} \text{ of } \Delta h_1 + \Delta h_2 + \dots + \Delta h_{17}$ (mTAW)	15,06		
$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,42		
$1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,58		

////////////////////////////////////

Case study 2: Herk

Tabel 21 Berekening van het cumulatief verval door kunstwerken in de Herk

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	51,589		
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	23,355		
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	28,234		
		Kunstwerk	ID
Δh_1	0,416	Bodemplaat	7152-180
Δh_2	0,630	Watermolen	7152-170
Δh_3	1,251	Watermolen	7152-160
Δh_4	1,723	Watermolen	7152-150
Δh_5	1,535	Watermolen	7152-140
Δh_6	0,294	Duiker	7152-130
Δh_7	1,407	Watermolen	7152-120
Δh_8	0,132	Bodemplaat	7152-116
Δh_9	0,004	Bodemplaat	7152-114
Δh_{10}	0,003	Bodemplaat	7152-112
Δh_{11}	0,250	Overwelling	7152-110
Δh_{12}	1,085	Watermolen	7152-100
Δh_{13}	0,012	Bodemplaat	7152-095
Δh_{14}	1,325	Watermolen	7152-090
Δh_{15}	0,836	Bodemplaat	7152-080
Δh_{16}	0,243	Bodemplaat	7152-070
Δh_{17}	0,733	Watermolen	7152-060
Δh_{18}	0,988	Watermolen	7152-050
Δh_{19}	1,943	Watermolen	7152-040
Δh_{20}	0,050	Bodemplaat	7152-030
Δh_{21}	0,371	Watermolen	7152-020
$\Delta h_{\text{kunstwerken}} \text{ of } \Delta h_1 + \Delta h_2 + \dots + \Delta h_{21}$ (mTAW)	15,23		

$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,54		
1 - $(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,46		

Case study 3: Laan

Tabel 22 Berekening van het cumulatief verval door kunstwerken in de Laan

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	41,632		
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	28,400		
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	13,232		
		Kunstwerk	ID
Δh_1	0,153	Watermolen van Tombeek	6691-040
Δh_2	0,028		6691-030
Δh_3	1,425	Watermolen van Terlanen	6691-020
Δh_4	0,041	Duiker Lanebroek	6691-010
$\Delta h_{\text{kunstwerken}} \text{ of } \Delta h_1 + \Delta h_2 + \dots + \Delta h_4$ (mTAW)	1,65		
$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,12		
$1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,88		

Case study 4: Marke

Tabel 23 Berekening van het cumulatief verval door kunstwerken in de Marke

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	37,630		
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	16,758		
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	20,872		
		Kunstwerk	ID
Δh_1	1,777	Watermolen	5952-100
Δh_2	3,166	Watermolen	5952-090
Δh_3	1,938	Watermolen	5952-080
Δh_4	2,017	Watermolen	5952-070
Δh_5	2,025	Watermolen	5952-060
Δh_6	2,031	Watermolen	5952-050
Δh_7	1,241	Watermolen	5952-040
Δh_8	0,996	Stuw	5952-030
Δh_9	2,624	Watermolen	5952-020
Δh_{10}	1,728	Stuw	5952-010
$\Delta h_{\text{kunstwerken}} \text{ of } \Delta h_1 + \Delta h_2 + \dots + \Delta h_{10}$ (mTAW)	19,54		
$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,94		
$1 - (\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,06		

////////////////////////////////////

Case study 5: Zuunbeek

Tabel 24 Berekening van het cumulatief verval door kunstwerken in de Zuunbeek

Hoogte bron of h_{bron} (mTAW)	38,177		
Hoogte monding of h_{mondig} (mTAW)	18,602		
$\Delta h_{\text{rivier}} = h_{\text{bron}} - h_{\text{mondig}}$ (mTAW)	19,575		
		Kunstwerk	ID
Δh_1	0	Duiker	6554-250
Δh_2	0,000	Onnatuurlijke hindernis	6554-240
Δh_3	0,300	Onnatuurlijke hindernis	6554-230
Δh_4	0,277	Onnatuurlijke hindernis	6554-220
Δh_5	0,000	Onnatuurlijke hindernis	6554-210
Δh_6	0,100	Duiker	6554-200
Δh_7	0,000	Onnatuurlijke hindernis	6554-190
Δh_8	0,124	Onnatuurlijke hindernis	6554-180
Δh_9	0,157	Onnatuurlijke hindernis	6554-170
Δh_{10}	0,339	Stuw	6554-160
Δh_{11}	0,553	Stuw	6554-150
Δh_{12}	0,680	Stuw	6554-140
Δh_{13}	0,024	Schuif	6554-130
Δh_{14}	0,229	Stuw	6554-120
Δh_{15}	0,319	Stuw	6554-110
Δh_{16}	0,264	Stuw	6554-100
Δh_{17}	0,328	Stuw	6554-90
Δh_{18}	0,011	Schuif	6554-80
Δh_{19}	0,094	Stuw	6554-70
Δh_{20}	0,108	Stuw	6554-60
Δh_{21}	0,118	Overwelving	6554-50
Δh_{22}	0,268	Stuw	6554-40
Δh_{23}	0,009	Overwelving	6554-35
Δh_{24}	0,214	Stuw	6554-30
Δh_{25}	0,143	Sifon	6554-20
Δh_{26}	0,000	Overwelving	6554-10
$\Delta h_{\text{kunstwerken of } \Delta h_1 + \Delta h_2 + \dots + \Delta h_{26}}$ (mTAW)	4,66		
$(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,24		
1 - $(\Delta h_{\text{kunstwerken}} / \Delta h_{\text{rivier}})$	0,76		

6.5.1.4 Score 'cumulatief verval'

Samenvatting van de resultaten volgens verstuwingsmethode 1 voor de vijf voorbeeldrijders

Bij de scoreberekening ter ondersteuning van EKC-scores kiezen we er voor om de formule **1 - (Δh kunstwerken / Δh rivier)** te hanteren. De uitkomst van deze formule is een waarde tussen 0 en 1. Een rivier waarbij de uitkomst 1 benadert weerspiegelt een rivier die van bron tot monding nauwelijks verstuwd is door kunstwerken terwijl een bijna volledig verstuwde rivier een score zal hebben die 0 benadert.

Dat de Laan nog een vrij natuurlijke waterloop is met slechts twee watermolens met een aanzienlijk verval (Watermolens van Tombeek en Terlanen) komt tot uiting in de scoreberekening van methode 1. Met een score van 0,88 scoort de Laan zeer goed volgens deze deelmaatlat. Het tegenovergestelde kan gezegd worden van de Marke die met een score van amper 0,06 slecht scoort (Tabel 25, Tabel 26). Dit wordt verklaard door het feit dat de Marke nagenoeg volledig verstuwd is door 10 watermolens en stuwen met een aanzienlijk verval.

		Bosbeek	Herk	Laan	Marke	Zuunbeek
Methode 1	Behoud natuurlijk verval	0,58	0,46	0,88	0,06	0,76

0,80 - 1	Zeer goed
0,60 - 0,80	Goed
0,40 - 0,60	Matig
0,20 - 0,40	Ontoereikend
0,00 - 0,20	Slecht

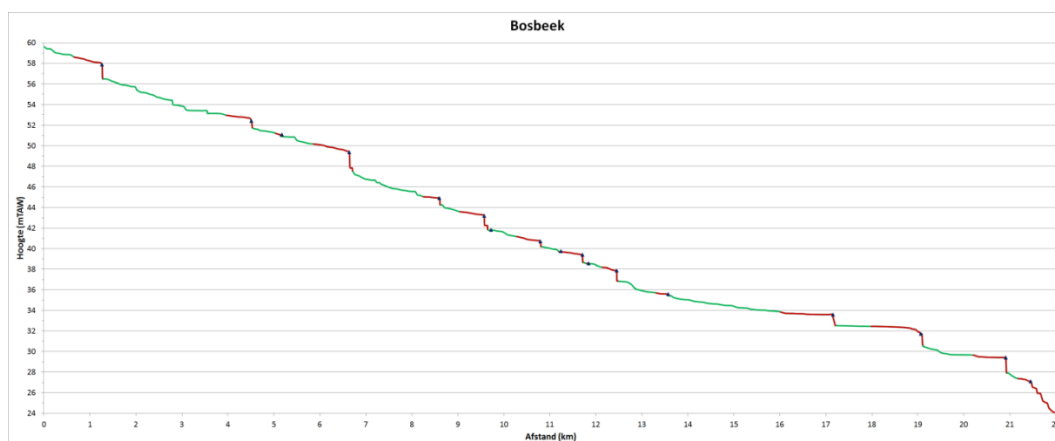
6.5.2.1 Inleiding

Trajecten onmiddellijk opwaarts van de stuw hebben hun vrij afstromend karakter verloren en hebben (onder bepaalde omstandigheden) kenmerken van stilstaande systemen. Trajecten opwaarts van het verstuwde deel ondervinden nog weerstand van het opgestuwde water en kunnen bijgevolg ook niet als vrij afstromend worden beschouwd. Stroomafwaarts van kunstwerken bevinden zich meestal nog vrij afstromende of 'free flowing' trajecten (Figuur 20).

(X-as). De knelpunten worden gelokaliseerd op basis van de vismigratiedatabank (www.vismigratie.be). Hun hoogte wordt voor elk knelpunt individueel berekend door manueel de hoogtewaarde voor het knelpunt te gaan bepalen, en daarvan de hoogtewaarde na het knelpunt van af te trekken. Van de hoogtewaarden net na knelpunten, met name net na stuwen, wordt aangenomen dat ze mogelijks onverstuwd zijn en aldus representatief zijn voor de hoogte van de natuurlijke loop. Deze punten werden daarom gebruikt als input om het natuurlijke verloop te reconstrueren. Dit gebeurde door middel van een cubic spline interpolatie.

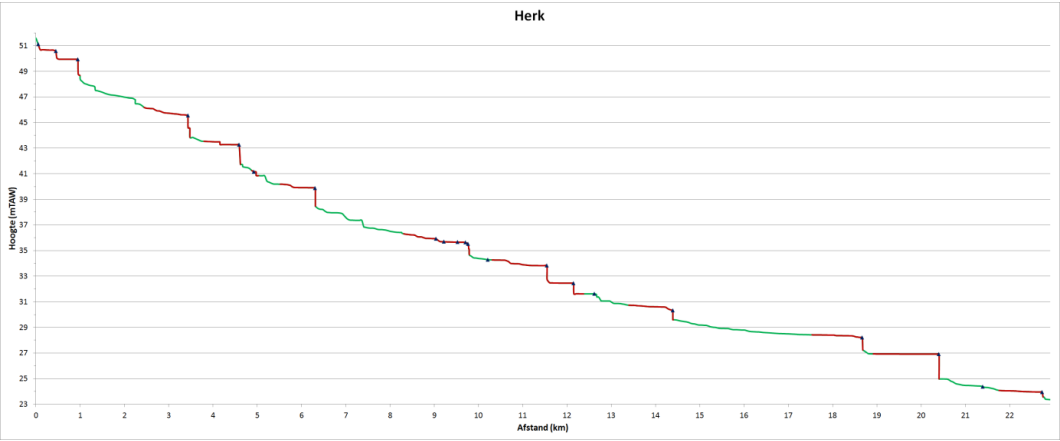
- De reconstructie van de natuurlijke loop wordt gebruikt om de impact van de knelpunten op het verloop te bepalen. De vervalhoogte van het knelpunt wordt opwaarts doorgetrokken tot de hoogte snijdt met de veronderstelde natuurlijke loop. Op deze manier kan bepaald worden over welke afstand de rivier rechtstreeks onderhevig is aan opstuwing door de betreffende kunstwerken. In de lengteprofielen worden deze opgestuwde stukken als rood geplot (i.e. reikwijdte van de stuw), terwijl de vrij afstromende stukken in groen geplot worden.
- Tenslotte worden de lengtes van alle opgestuwde, rode, stukken gesommeerd en wordt de totale verstuwde lengte bekomen. Wanneer deze waarde wordt afgetrokken van de totale lengte van de rivier krijgen we de totale lengte van de vrij afstromende trajecten.
- De werkelijk opstuwing is doorgaans niet beperkt tot de rode stukken (Figuur 20). Als we deze rekenmethode enkel beperken tot de gesommeerde rode stukken dan betekent dit een zekere onderschatting van de werkelijke opstuwing. Daarom corrigeren we in deze methode door 10% van de totale verstuwde lengte bij dit totaal op te tellen. De oranjezones worden dus in rekening gebracht door middel van wat we in dit rapport de 10%-correctiefactor noemen (CF).

Bosbeek



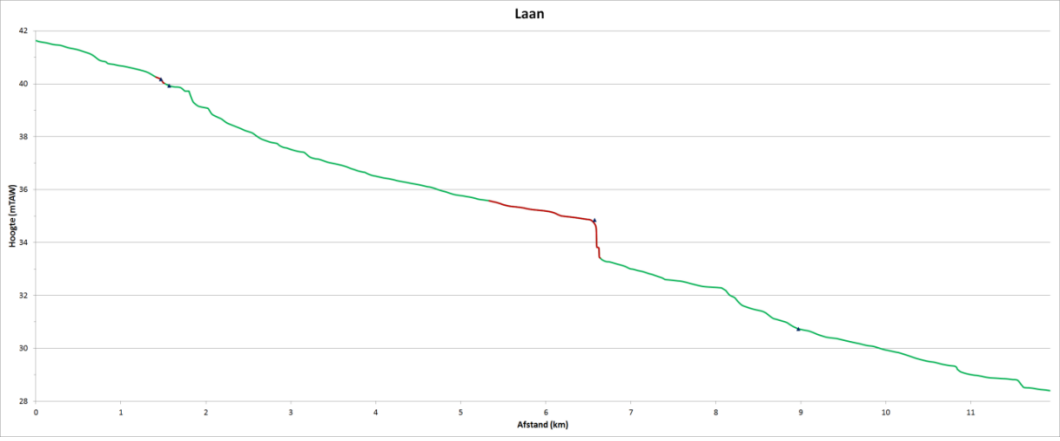
Figuur 22 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Bosbeek bij een aangenomen basisdebiet (groen: vrij afstromend riviertraject, rood: opgestuwd riviertraject).

Herk



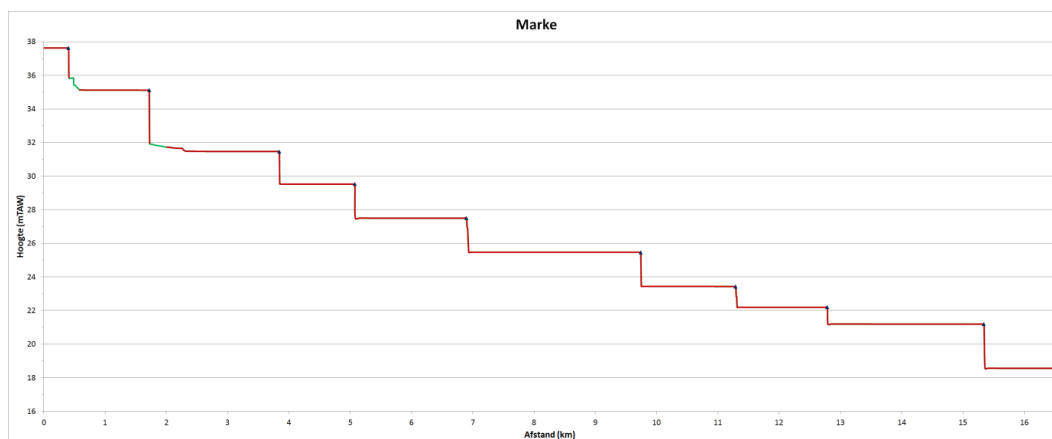
Figuur 23 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Herk bij een aangenomen basisdebiet (groen: vrij afstromend riviertraject, rood: opgestuwd riviertraject).

Laan



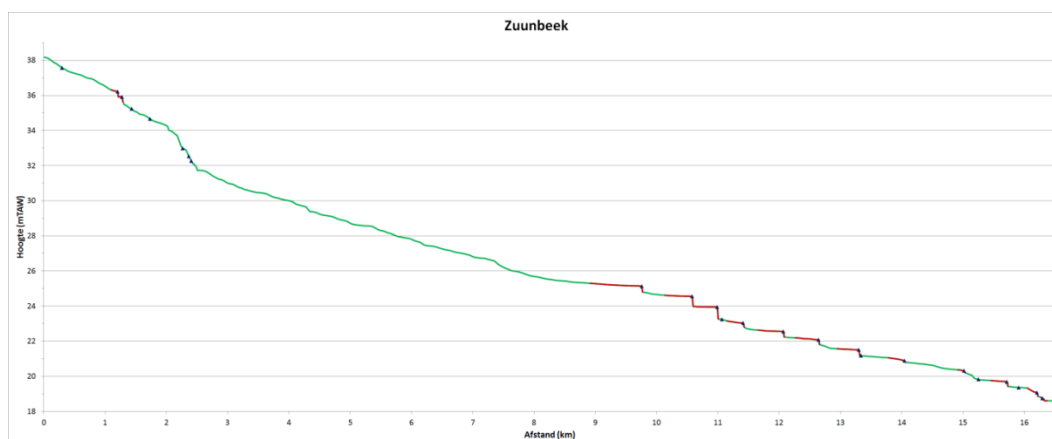
Figuur 24 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Laan bij een aangenomen basisdebiet (groen: vrij afstromend riviertraject, rood: opgestuwd riviertraject).

Marke



Figuur 25 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Marke bij een aangenomen basisdebiet (groen: vrij afstromend riviertraject, rood: opgestuwd riviertraject).

Zuunbeek



Figuur 26 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Zuunbeek bij een aangenomen basisdebiet (groen: vrij afstromend riviertraject, rood: opgestuwd riviertraject).

Behoud van vrij afstromend of 'free-flowing' karakter

In functie van een score-beoordeling kan als volgt berekend worden hoeveel rivierhabitat nog vrij afstromend is:

Totale lengte van de vrij afstromende trajecten met CF10% (km) / Totale lengte van de rivier (km)

Het resultaat van de berekening (*Totale lengte van de vrij afstromende trajecten met CF10% (km) / Totale lengte van de rivier (km)*) is een maat voor het behoud van het vrij afstromend karakter van de rivier.

////////////////////////////////////

6.5.2.3 Score 'percentage vrij afstromend'

Samenvatting van de resultaten volgens verstuwingsmethode 2 voor de vijf voorbeeldrijen

De KRW definieert de goede ecologische toestand zodanig dat geringe afwijkingen van de biologische kwaliteitscomponenten door antropogene invloeden toelaatbaar zijn. Het begrip 'gering' is daarbij niet exact gedefinieerd. Toepassing van deze definitie op het leefgebied van de potentieel natuurlijke waterflora en -fauna, kan zo worden uitgelegd dat het leefgebied in een water of stroomgebied slechts in geringe mate veranderd mag zijn. De interpretatie van het begrip 'geringe verandering' in de KRW werd in besprekingen met visbiologen voor Nordrhein-Westfalen (NRW), voor Rheinland-Pfalz (MUNLV 2005, LUWG 2008) en Thüringen (TLUG 2009, Anderer *et al.*, 2014) een maximaal toegelaten waarde voor leefgebiedsverandering van 25% afgeleid. Op basis daarvan zou minstens 75% van de lengte van elke zone van een beek of rivier vrij afstromend moeten zijn. Dit 75%-criterium is gebaseerd op de kennis van experts en wordt algemeen geaccepteerd binnen het vakgebied. In Nederland werd dit criterium ook toegepast bij het Geuldal (Anderer *et al.*, 2015).

De hoeveelheid leefgebied dat niet beïnvloed is door opstuwing en dus nog een vrij afstromend karakter heeft wordt via methode 2 uitgedrukt in een score tussen 0 en 1. In deze oefening wordt er wat afgeweken van het 75%-criterium zoals in de voorgaande paragraaf werd geschetst en verdelen we de scores in vijf kwaliteitsklassen of categorieën van zeer goed (> 80%), goed (> 60%), matig, ontoereikend tot slecht met als respectievelijke kleurcodes blauw, groen, geel, oranje en rood, dit naar analogie en ter vergelijking met methode 1 (Tabel 27).

Tabel 27 De score voor hoeveel lengte van de rivier nog vrij afstromend is kan ingedeeld worden in vijf kwaliteitsklassen/categorieën van slecht tot zeer goed.

0,80 - 1	Zeer goed
0,60 - 0,80	Goed
0,40 - 0,60	Matig
0,20 - 0,40	Ontoereikend
0,00 - 0,20	Slecht

Volgens deze methode (i.e. met CF10%) krijgt de Laan met 0,87 een zeer goede en de Zuunbeek met 0,71 een goede score. De Bosbeek en de Herk scoren matig. De Mark krijgt een slechte score. De Marke heeft amper nog vrij afstromende riviersegmenten en scoort slecht. Wanneer we de correctiefactor van 10% op de Marke toepassen dan resulteert dit een nulscore wat wil zeggen dat het beschouwde rivierhabitat van de Marke volledig onderhevig is aan de effecten van de verschillende opstuwende kunstwerken (Tabel 28).

Tabel 28 Weergave in cijfers van de totale lengte per rivier die respectievelijk opgestuwd - inclusief correctiefactor van 10% op de verstuwde lengte (CF10%) - en vrij afstromend is volgens methode 2.

Rivier	Tot. Lengte (km)	Ver-stuwd d (km)	Ver-stuwd d (%)	Extra verstuwin g met CF10% (km)	Ver-stuwd met CF10 % (km)	Ver-stuwd met CF10 % (%)	Vrij afstro-mend (km)	Vrij afstro-mend met CF10% (km)	Vrij afstro-mend (%)	Vrij afstro-mend met CF10% (%)
Bos-beek	22	9	39	1	10	43	13,4	12,5	0,61	0,57
Herk	23	12	52	1	13	57	11,0	9,8	0,48	0,43
Laan	12	1	12	0	2	13	10,5	10,4	0,88	0,87
Mark e	20	20	98	2	22	100	0,5	0,0	0,02	0,00
Zuun-beek	17	4	26	0	5	29	12,2	11,7	0,74	0,71

6.5.3.1 Inleiding

Sterke en plotse wijzigingen in het stroomvermogen langsheen het lengteprofiel zijn echter onnatuurlijk en kunnen op het terrein gedetecteerd worden door de uitgesproken aanwezigheid van erosie- en sedimentatieprocessen, bijvoorbeeld, ter hoogte van stuwen. Bij een stuw wordt alle potentiële energie nagenoeg ter plaatse omgezet tot kinetische energie. Er is plaatselijk een zeer hoog stroomvermogen. Stroomop- en afwaarts is het stroomvermogen sterk gereduceerd en valt de transportcapaciteit nagenoeg weg. In het geval van een meanderend traject komt deze energie geleidelijker vrij. Meer stroomafwaarts zal de gemiddelde hellingsgraad geleidelijk afnemen waardoor in eerste instantie ook het stroomvermogen afneemt. Door de aanvulling vanuit zijlopen neemt echter het debiet en daarmee ook de potentiële energie opnieuw toe zodat ook het stroomvermogen telkens stijgt (Stuckens & Van Hoydonck, 2005).

6.5.3.2 Methodiek voor het berekenen van het verlies aan hellingsgraad

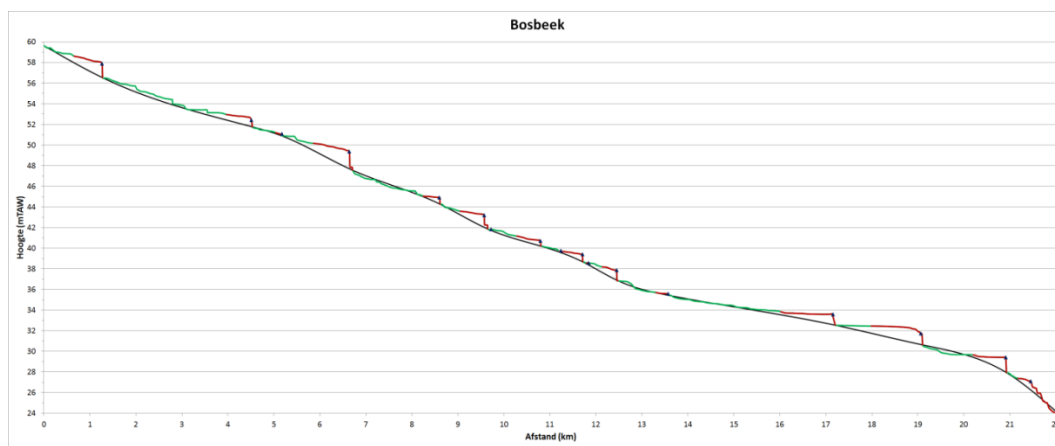
- Waterlopen waarvan de verhanglijn gereconstrueerd kan worden op basis van computermodellering of DHM-metingen (zie paragraaf 6.4.1).

Om de veranderingen in hellingsgraad te bepalen moet berekend worden of de hellingsgraad van het gemodelleerde profiel (onder de vorm van lijnstukjes of segmenten) is afgenomen ten opzichte van de verwachte hellingsgraad van de rivier. We willen specifiek de ‘ongunstige afname in hellingsgraad’ beoordelen omdat dit leidt tot een afname in stroomvermogen. Aangezien er geen referentiedata voor hellingsgraad per rivier beschikbaar zijn (zie 6.3.2 Hellingsgraad van individuele beken) bepalen we de referentiewaarde voor hellingsgraad op basis van een geïnterpoleerd lengteprofiel per rivier. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat het geïnterpoleerde lengteprofiel, en dus de geïnterpoleerde hoogtes, de natuurlijke hellingsgraad het dichtst benaderen.

De interpolatie van de profielen is een GIS-oefening en gebeurt op basis van de gemodelleerde waterhoogtemetingen in de rivier net afwaarts van de kunstwerken omdat daar (meestal) het water van de rivier nog onder vrij verval, en dus onder een natuurlijke hellingsgraad, afstroomt zonder de effecten van opstuwing. De fysische habitatcondities (abiotische habitat eigenschappen) stroomafwaarts van stuwen worden gekenmerkt door een grotere diversiteit in stroomsnelheden, breedtes, dieptes, en bodemniveau van de bedding mede ten gevolge van een natuurlijker hellingsgraad ('slope'). Dat de fysische kenmerken afwaarts stuwen veel gunstiger zijn voor periphyton, waterplanten, macro-invertebraten en vissen werd aangetoond door Mueller *et al.* (2011).

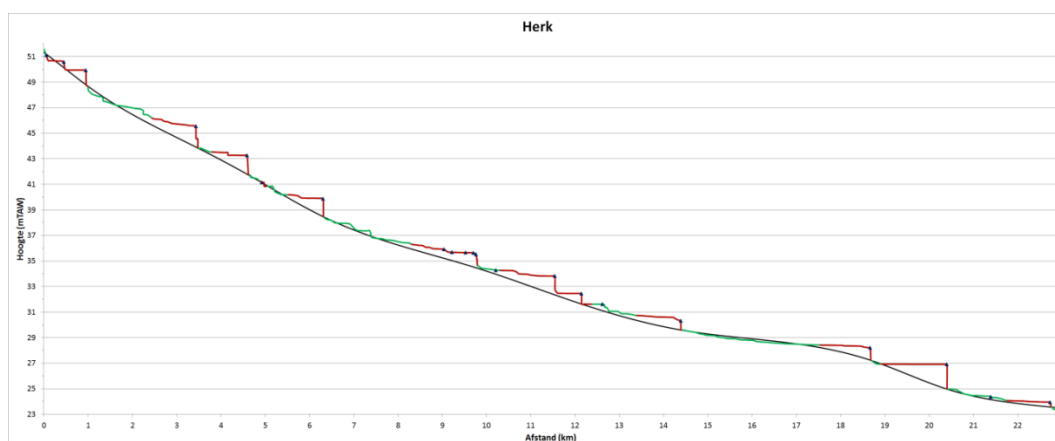
De geïnterpoleerde lengteprofielen voor de vijf beken worden, samen met de gemodelleerde lengteprofielen, weergegeven in onderstaande figuren 26 t.e.m. 30.

Bosbeek



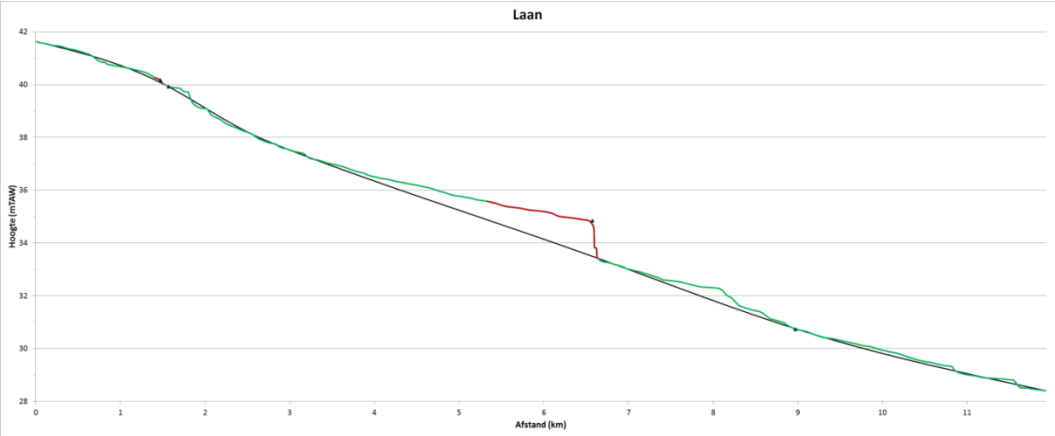
Figuur 27 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Bosbeek bij een aangenomen basisdebiet (roodgroen profiel) en het geïnterpoleerd profiel van de hellingsgraad (zwart profiel).

Herk



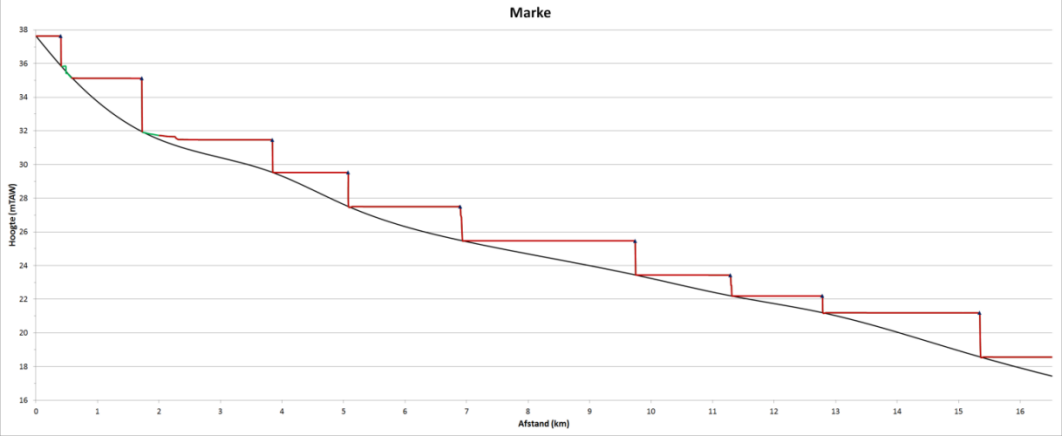
Figuur 28 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Herk bij een aangenomen basisdebiet (roodgroen profiel) en het geïnterpoleerd profiel (zwart profiel).

Laan



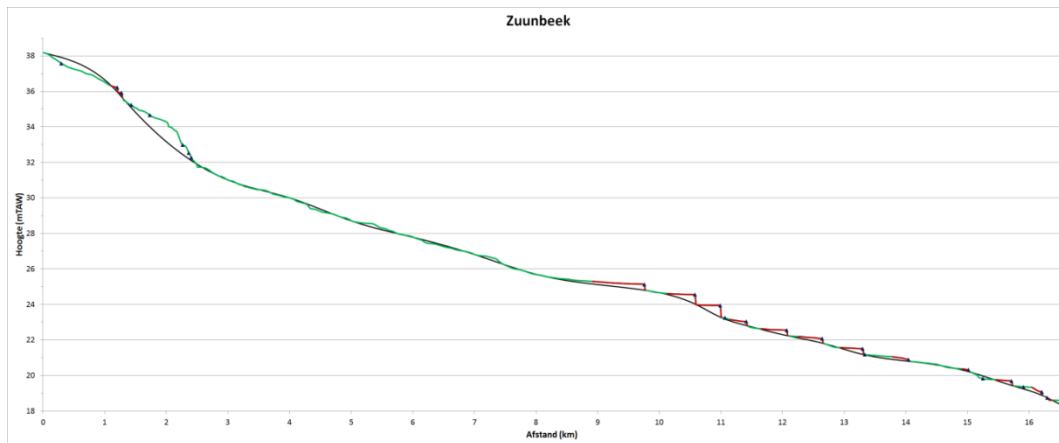
Figuur 29 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Laan bij een aangenomen basisdebiet (roodgroen profiel) en het geïnterpoleerd profiel (zwart profiel).

Marke



Figuur 30 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Marke bij een aangenomen basisdebiet (roodgroen profiel) en het geïnterpoleerd profiel (zwart profiel).

Zuunbeek



Figuur 31 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Zuunbeek bij een aangenomen basisdebiet (roodgroen profiel) en het geïnterpoleerd profiel (zwart profiel).

In de VMM opmetingsplannen is, zoals eerder vermeld, elke rivier onderverdeeld in verschillende lijnstukjes. Het respectievelijk stroomop- en stroomafwaartse begin- en eindpunt van elk lijnstukje of segment (stage) heeft een gesimuleerde waarde voor waterhoogte (m). Op basis van deze gegevens kan het hoogteverschil per segment of lijnstukje berekend worden als het verschil van de waterpeilhoogte van het stroomopwaartse punt van het segment of lijnstukje met de waterpeilhoogte van het stroomafwaartse punt van het segment of lijnstukje. Op dezelfde manier wordt het hoogteverschil berekend voor het overeenkomstig lijnstukje of segment van het geïnterpoleerde profiel. Om de ‘verminderde hellingsgraad’ van een lijnstukje in een opgestuwd deel van de rivier aan te tonen wordt deze getoetst aan de hellingsgraad van het overeenkomstige lijnstukje van het geïnterpoleerde profiel. Een verminderde hellingsgraad betekent dat er een kleiner verschil in hoogte is tussen begin- en eindpunt van het gemodelleerde lijnstukje ten opzichte van het geïnterpoleerde lijnstukje.

Dit kunnen we toetsen aan de hand van onderstaande formule:

$$1 - \frac{\max(0, (Hoogteverschil_{model} - Hoogteverschil_{meting}))}{Hoogteverschil_{model}}$$

Wat hetzelfde is als:

$$\left(1, \frac{Hoogteverschil_{meting}}{Hoogteverschil_{model}}\right)$$

$$\text{Score} = \text{minimum}(\Delta h_{\text{model}} / \Delta h_{\text{interp}}, 1)$$

Waarbij

- Δh_{model} = hoogteverschil per segment of lijnstukje van het gemodelleerde profiel,
- Δh_{interp} = hoogteverschil per segment of lijnstukje van het geïnterpoleerde profiel.

Deze formule voor scoreberekening ‘methode 3’ werd gebruikt in het hoogteverschil R-script (Bijlage 10.4).

////////////////////////////////////

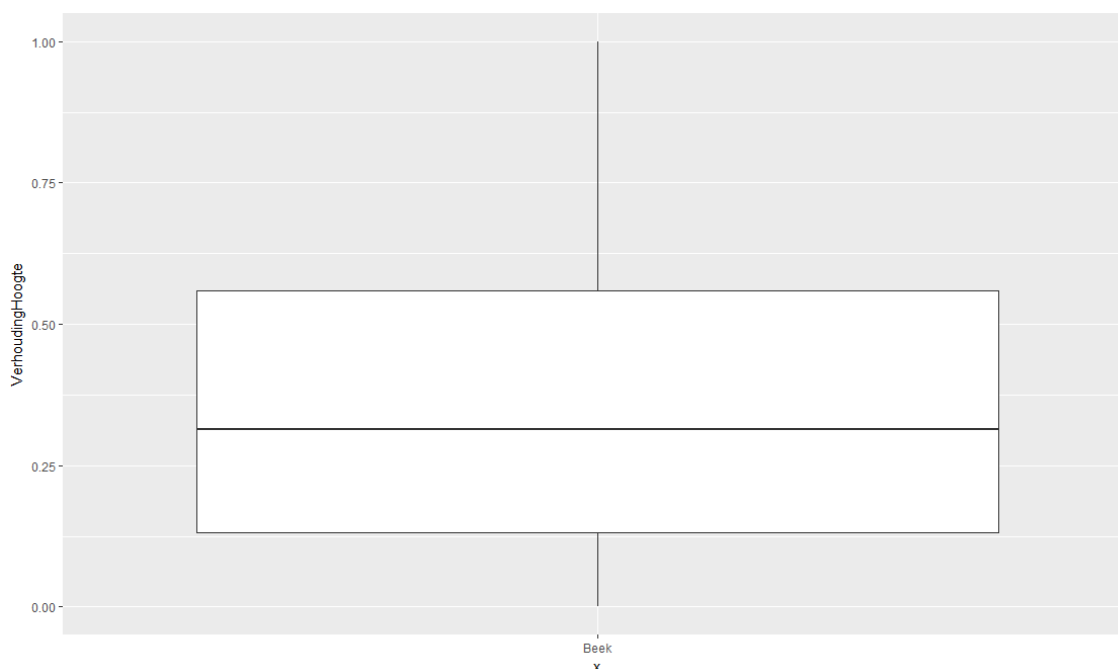
Omdat we, in functie van herstel van ecologische afvoerregimes met afdoende stroomvermogen, enkel geïnteresseerd zijn in het scoren van riviertrajecten met een ‘verminderde hellingsgraad’ is de uitkomst van bovenstaande verhouding, een indexwaarde tussen 0 en 1. Hoe dichter de waarde van die verhouding bij 1 ligt hoe meer de gemodelleerde helling overeenkomt met de verwachte of geïnterpoleerde helling. Als de indexwaarde nul is betekent dit dat het gemodelleerde lijnstuk een hellingsgraad gelijk aan nul heeft.

Daar waar een lagere helling aangetroffen wordt dan verwacht, kan gesteld worden dat de waterloop zich in een matigere of slechtere toestand bevindt. Deze methode 3 geeft informatie over het verlies van hellingsgraad en bijgevolg over het stroomvermogen van of de mate van energieverdeling over de waterloop. Dergelijke informatie is van belang bij de onderbouwing, planning en uitvoering van beekherstelprojecten. Voor de waterbeheerder is het interessant om te weten welke delen van de rivier (waterlooptrajecten) nog het vermogen hebben om zich (semi-) spontaan te herstellen, langs welke trajecten een oeverzone aangewezen is i.f.v. vrije ontwikkeling van de waterloop en waar het meeste winst kan geboekt worden.

6.5.3.3 Scores per individueel lijnstuk op basis van ‘hoogteverschil als maat voor hellingsgraad’

Overzicht van de verschillende outputs van het ‘hoogteverschil-script’ toegepast op de Bosbeek

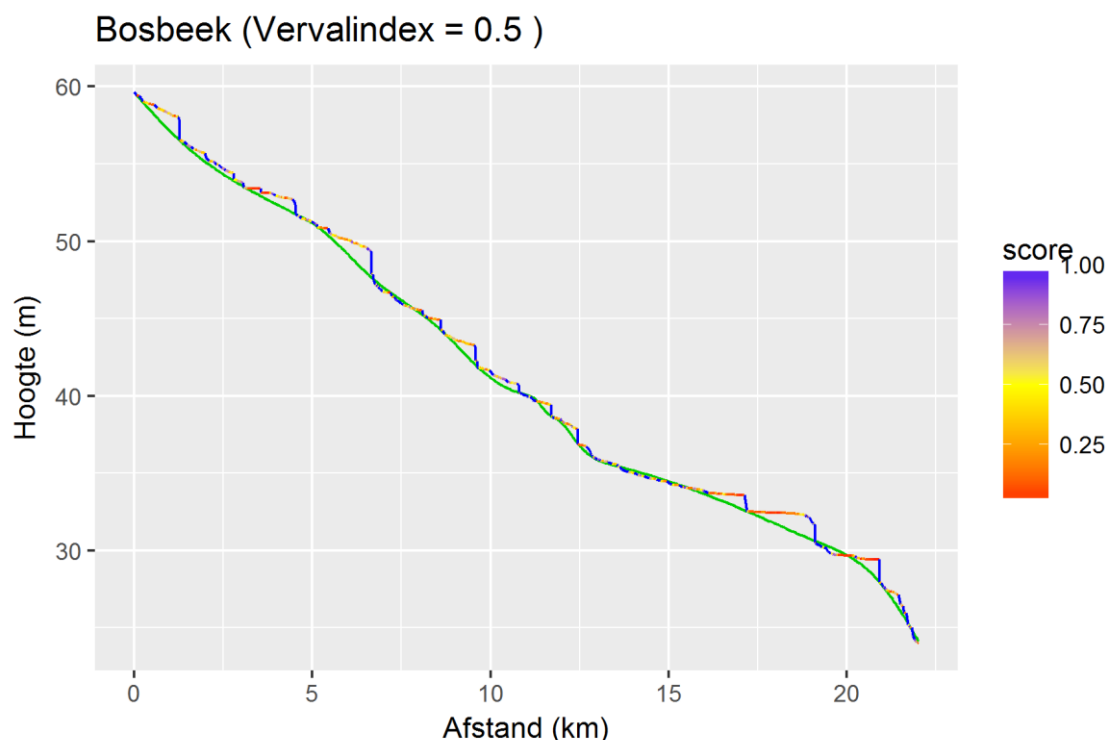
Onderstaande figuur toont de boxplot van de verhouding van het hoogteverschil per lijnsegment (voor segmenten die geen kunstwerken zijn) van het gemodelleerde profiel en het geïnterpoleerde profiel. De verhouding is nul als het gemodelleerde segment geen hoogteverschil heeft en is 1 als het gemodelleerde hoogteverschil of de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) het geïnterpoleerde hoogteverschil of de geïnterpolleerde helling.



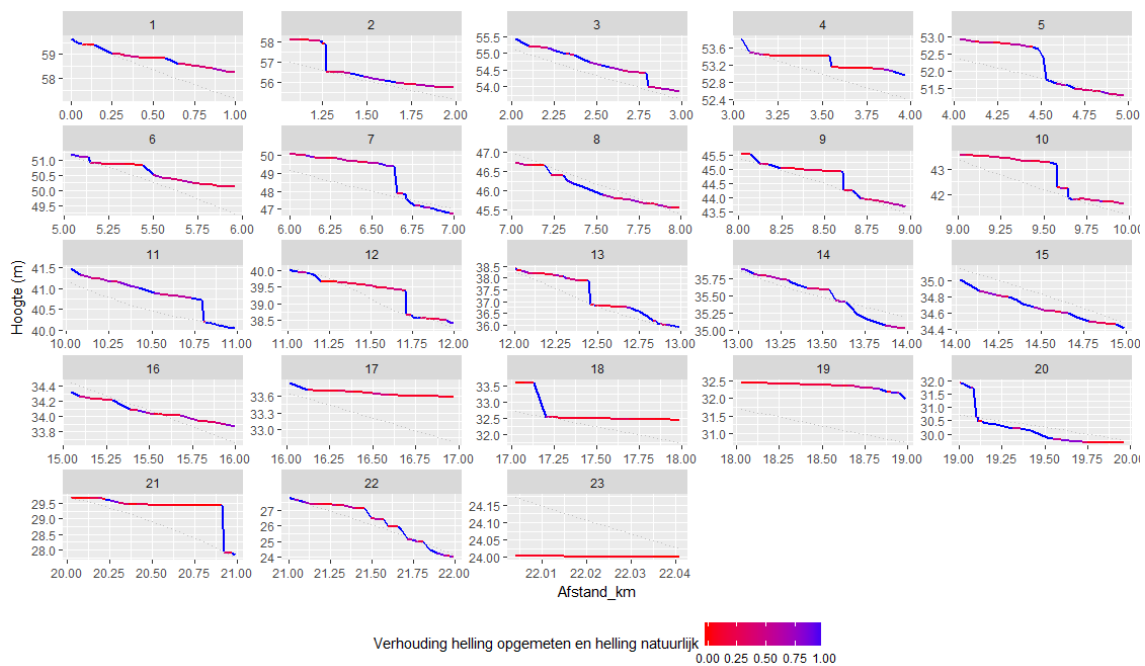
Figuur 32 Boxplot van de verhouding van het hoogteverschil per lijnsegment van het gemodelleerde profiel en het geïnterpoleerde profiel van de Bosbeek. De verhouding is nul als het

gemodelleerde segment geen hoogteverschil heeft en is 1 als het gemodelleerde hoogteverschil of de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) het geïnterpoleerde hoogteverschil of de geïnterpoleerde helling.

Om te eindigen worden de indexwaarden geplotted over de hele range van de rivier (Figuur 32-35).. De score toont het resultaat van de verhouding tussen de gemodelleerde en geïnterpoleerde hellingsgraad. Deze verhouding is gelijk aan nul als het gemodelleerde segment geen helling heeft en de hellingsgraad bijgevolg ook nul is (= geen verschil in hoogteligging tussen het stroomopwaarts beginpunt en het stroomafwaarts eindpunt van een lijnstuk) en is 1 als de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) de geïnterpoleerde helling.



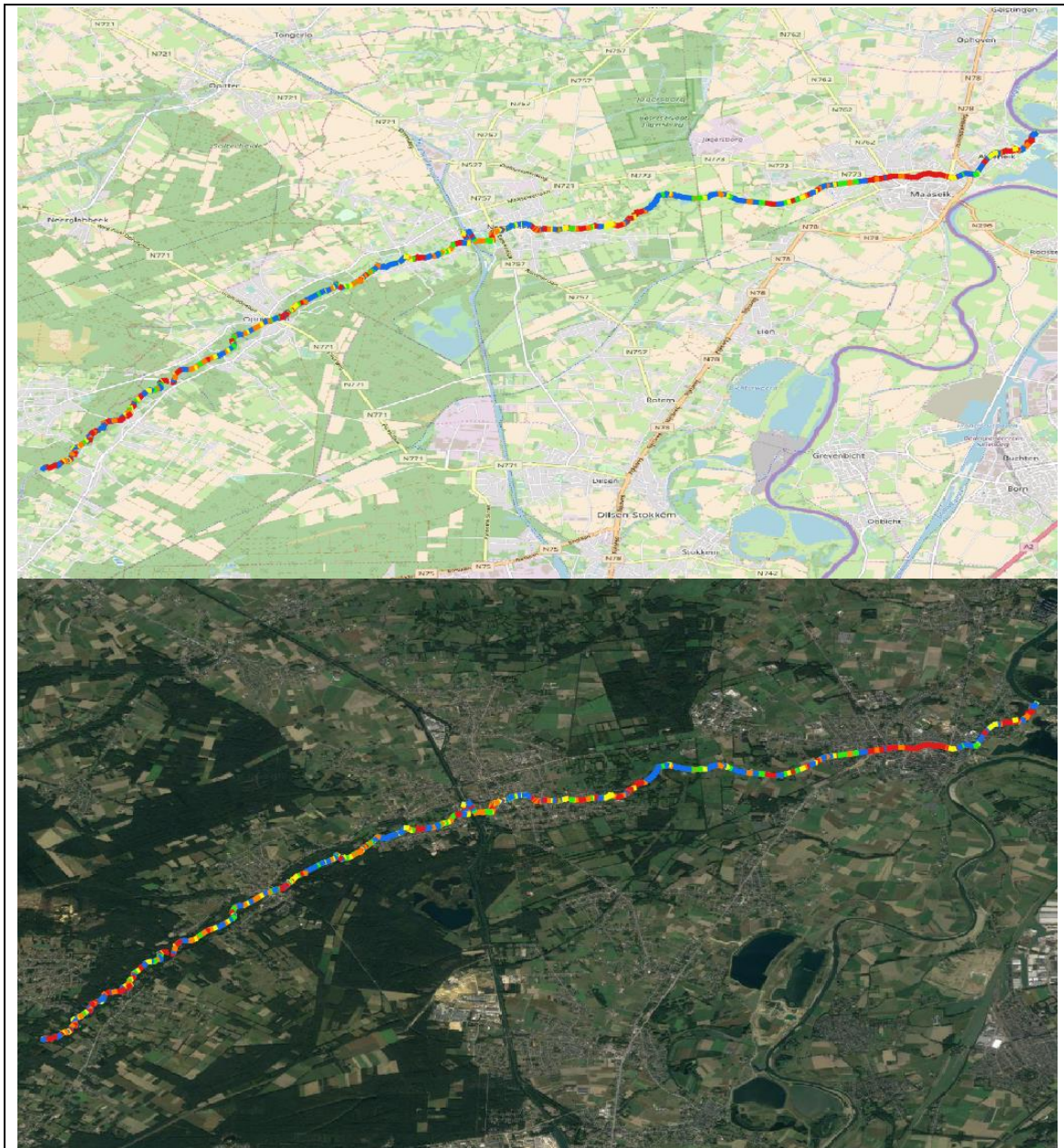
Figuur 33 Longitudinaal profiel van de Bosbeek gedetailleerd ingekleurd volgens een scoreberekening die de verhouding van het gemodelleerde en geïnterpoleerde hoogteverschil per lijnsegment weergeeft. De verhouding is nul (rood ingekleurd) als het gemodelleerde lijnsegment geen hoogteverschil heeft en is één (blauw ingekleurd) als het gemodelleerde hoogteverschil of de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) het geïnterpoleerde hoogteverschil of de geïnterpoleerde helling. Het geïnterpoleerd longitudinaal profiel wordt als groene lijn getoond.



Figuur 34 Longitudinale profielen per km-segment van de Bosbeek gedetailleerd ingekleurd volgens een scoreberekening die de verhouding van het gemodelleerde en geïnterpoleerde hoogteverschil per lijnsegment weergeeft. Het geïnterpoleerd longitudinaal profiel wordt in stippellijn getoond. De verhouding is nul als het gemodelleerde lijnsegment geen hoogteverschil heeft en is 1 als het gemodelleerde hoogteverschil of de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) het geïnterpoleerde hoogteverschil of de geïnterpoleerde helling.

6.5.3.4 Scores plotten in QGIS

De berekende indexwaarden werden bewaard in een shapefile, zodat deze geplot konden worden in een geografisch informatiesysteem (GIS) (Figuur 34). Hiervoor werd het open source pakket QGIS gebruikt. De technische handleiding voor het plotten van de scores van methode 3 in QGIS wordt gegeven in bijlage 10.4.6.



Figuur 35 Bovenaanzicht van de Bosbeek, gedetailleerd ingekleurd volgens een scoreberekening in verschillende klassen die de verhouding van het gemodelleerde en geïnterpoleerde hoogterverschil per lijnsegment weergeeft (Boven: OpenStreetMap-zicht, Onder: Google Satellite-zicht)

In QGIS kan gemakkelijk ingezoomd worden op een riviertraject naar wens. In onderstaand voorbeeld wordt in detail getoond hoe het met het verlies aan hellingsgraad, en dus stroomvermogen, gesteld is in de Bosbeek net stroomopwaarts van de Bosmolen in het centrum van Maaseik. De meeste lijnstukjes zijn rood, oranje of geel ingekleurd en weerspiegelen dus respectievelijk een slechte, ontoereikende en matige score.



Figuur 36 Bovenaanzicht van het opgestuwd segment van de Bosbeek stroomopwaarts van de Bosmolen (rechtstboven op de kaart/foto waar de rode lijn onderbroken is) in Maaseik en ingekleurd volgens een scoreberekening die de verhouding van het gemodelleerde en geïnterpoleerde hoogterverschil per lijnsegment weergeeft (Boven: OpenStreetMap-zicht, Onder: Google Satellite-zicht).

6.5.3.5 Globale score per waterloop op basis van 'hoogteverschil als maat voor hellingsgraad'

Samenvatting van de resultaten volgens verstuwingsmethode 3 voor de vijf voorbeeldrivieren

Het verlies van hellingsgraad heeft invloed op het leefgebied van de potentieel natuurlijke waterflora en -fauna. Aangezien methode 2 en 3 grotendeels dezelfde antropogene verstoring door verstuwings vastleggen, is het hanteren van de 75 %-regel, zoals gemotiveerd onder methode 2, gerechtvaardigd. Er mag m.a.w. maximaal 25% verlies van hellingsgraad berekend worden om nog als goed beoordeeld te kunnen worden.

////////////////////////////////////

Tabel 29 De score of indexwaarde van het hoogteverschil als maat voor hellingsgraad kan ingedeeld worden in vijf kwaliteitsklassen/categorieën van slecht tot zeer goed.

Volgens methode 3 scoort geen enkele van de vijf rivieren zeer goed. De Laan krijgt een goede beoordeling wat wil zeggen dat deze rivier nog voor een groot deel onder vrij verval stroomt, en dus onder een verval dat de natuurlijke hellingsgraad voor een groot deel van de rivier evenaart of benadert. Ook de Zuunbeek krijgt nipt een goede beoordeling. De Bosbeek scoort matig en de Herk zit op de grens tussen ontoereikend en matig. De Marke is een rivier die nog nauwelijks trajecten heeft die onder vrij verval stromen en dat vertaalt zich in een slechte score voor deze deelmaatlat.

		Bosbeek	Herk	Laan	Marke	Zuunbeek
Methode 3	Gewogen verhouding Hoogte of indexwaarde	0,50	0,40	0,72	0,17	0,64

Door verdere naverwerking van de gegevens kunnen bijkomende analyses gedaan worden. Zo laat deze benadering toe de Huet-zonering voor Vlaanderen, waarin het aandeel stromend habitat waarschijnlijk overschat wordt, te verfijnen.

6.5.4 (Methode 4): Score-beoordeling op basis van het berekende stroomvermogen

In methode 3 werd voor vijf beken berekend hoeveel de hellingsgraad van het gemodelleerde profiel is afgenomen ten opzichte van de verwachte hellingsgraad van de beken. Als er ook betrouwbare debietsdata beschikbaar zijn dan kan ook de afname in stroomvermogen berekend worden ($\Omega = pgQS$). Het stroomvermogen kan dan getoetst worden aan de drempelwaarde voor stroomvermogen bepaald voor het initiëren van bepaalde geomorfologische processen (i.e. drempelwaarde voor stroomvermogen waarboven rechtgetrokken rivieren op een spontane natuurlijke manier kunnen herstellen in afwezigheid van onderhoudsmaatregelen) (Brookes, 1987). Brookes stelt dat voor Deense laaglandrivieren (een geografisch zeer gelijkende regio aan Vlaanderen, met hoofdzakelijk laaglandrivieren met gelijkaardig landgebruik, met een stroomvermogen van 35 W/m² of meer) rechtgetrokken rivieren de neiging hebben om op natuurlijke wijze hun oorspronkelijke sinuositeit te herstellen. Brookes haalt diezelfde drempelwaarde van 35 W/m² aan als discriminator tussen stabiele en ontstabile rivieren in navolging van het rechtekken van rivieren in Engeland en Wales waarbij met 'stabiliteit' bedoeld wordt dat de rivier 'onvoldoende stroomvermogen' heeft om, bijvoorbeeld, oevers te eroderen.

Methode 4 zou dan een potentiële maatlat kunnen zijn waarbij getoetst wordt aan de drempelwaarde van 35 W/m². De betrouwbaarheid van deze maatlat is echter afhankelijk van de kwaliteit en juistheid van de debietsdata. Bij de bespreking van de hydrologische maatlat werd dit echter als pijnpunt aangehaald (paragraaf 5.4) en daarom wordt er in dit rapport nog geen scoremaatlat uitgewerkt en scoreberekening gedaan voor de vijf voorbeeldrivieren.

6.6 VERGELIJKING VAN DE 3 METHODES VOOR BEREKENING VAN DE VERSTUWINGSMAATLAT

Vergelijking van de 3 methodes waarmee een score voor verstuwingsgraad werd toegekend, leert dat voor de vijf beschouwde waterlopen de scores onderling niet veel van elkaar afwijken. Enkel voor de Laan is er sprake van een classesprong in methode 3 t.o.v. methode 1 en 2. De Herk ligt voor methode 3 op de klassegrens tussen ontoereikend en matig (Tabel 31). De resultaten liggen bovendien in lijn met wat verwacht werd op basis van expertkennis. De beoordeling op basis van methode 3 is voor vier van de vijf beschouwde rivieren het strengst/laagst.

Tabel 31 Weergave van de scores volgens drie berekeningsmethodes om de impact van opstuwende constructies in beken en rivieren te kwantificeren, ingekleurd in vijf kwaliteitsklassen/categorieën van slecht tot zeer goed (rood: slecht, oranje: ontoereikend, geel: matig, groen: goed, blauw: zeer goed).

Verstuwingsmaatlat		Bosbeek	Herk	Laan	Marke	Zuunbeek
Methode 1	/					
Deelmaatlat 1	100-verstuwingsindex	0,58	0,46	0,88	0,06	0,76
Methode 2	2/					
Deelmaatlat 2	Vrij afstromend met CF	0,57	0,43	0,87	0,00	0,71
Methode 3	/					
Deelmaatlat 3	Gewogen verhouding Hoogte	0,50	0,40	0,72	0,17	0,64

Er kan gesteld worden dat de drie methodes allen toepasbaar zijn voor het berekenen van een verstuwingsmaatlat. Een belangrijk verschilpunt vormt echter de beschikbaarheid van invoerdata om een score te kunnen berekenen, en dus het aantal waterlopen waarvoor gerapporteerd kan worden (Tabel 32).

Tabel 32 Vergelijking van de drie berekeningsmethodes om de impact van opstuwende constructies in beken en rivieren te kwantificeren volgens principe, toepasbaarheid en de belangrijkste voor- en nadelen.

	Methode 1	Methode 2	Methode 3
Principe	Berekening van de verhouding van het cumulatief stuwverval op het totaal verval van de waterloop.	Inschatting invloed van stuwen op basis van lengteprofiel waterlijn.	Bepaling invloed van stuwen op basis van lengteprofiel waterlijn.
Toepasbaarheid	Voor alle waterlopen waarvan de opstuwende elementen geïnventariseerd werden.	Voor waterlopen waarvan het lengteprofiel ingemeten is en stuwen geïnventariseerd werden.	Voor waterlopen waarvan het waterpeil ingemeten of gemodelleerd kan worden.
Belangrijkste voordelen	Eenvoudig, vlot toepasbaar	Geeft een inschatting van de beschikbaarheid aan vrij stromend en rheoïel habitat.	Meest geavanceerde methode. Scores per traject kunnen bevattelijk grafisch voorgesteld worden. De methode laat bijkomende analyses toe. Bepaling van de verhanglijn op basis van DHMV is waarschijnlijk voor een groot aantal waterlichamen mogelijk.
Belangrijkste nadelen	Enkel een score, geeft geen beeld van lengte-aandeel waterloop dat beïnvloed wordt en waar verstuwde trajecten zich bevinden.	Het gaat om een inschatting en geen gemeten waarden. Met de momenteel beschikbare data kan niet voor alle waterlopen een score gerapporteerd worden.	Bepaling van de verhanglijn op basis van computermodellering is niet voor alle waterlichamen mogelijk.

7 EFLOW-SCORE OP BASIS VAN 'DEELMAATLAT HYDROLOGIE' EN 'DEELMAATLAT VERSTUWING'

Omwille van de geïllustreerde verschillen in toepasbaarheid en de verschillende voor- en nadelen tussen de drie methodes (Tabel 33) is het voor de waterbeheerder in praktijk vermoedelijk noch haalbaar, noch nuttig om verstuwingscores te berekenen volgens drie of eventueel zelfs vier (cfr. score op basis van stroomvermogen) verschillende methodes. Het lijkt zinvoller om, mede gebaseerd op doelstelling, toepasselijk- en haalbaarheid te kiezen voor slechts één methode. Methode 3, waarbij de afwijking tussen de vastgestelde en verwachte hellingsgraad wordt bepaald, wordt als meest aangewezen methode beschouwd. De mogelijkheden om deze methode op grote schaal toe te passen, bijvoorbeeld door gebruik te maken van LIDAR gegevens, dienen verder onderzocht te worden.

Voor wat de hydrologische maatlat betreft met toepassing van het 'one out, all out' principe scoort de Bosbeek goed, de Herk, Laan en Zuunbeek matig en de Marke ontoereikend. In dit rapport werd ook een scoreberekening voor de vijf voorbeeldrivieren op basis van het gemiddelde van de geschiktheidsindices gegeven. De scoreberekeningen volgens de twee methodes resulteren in dezelfde eindbeoordelingen. Enkel bij de berekening van de maatlat volgens de gemiddelde scoreberekening en met de toegepaste kwaliteitsklassen/categorieën kunnen er ook rivieren als slecht beoordeeld worden. Indien het wenselijk is om een onderscheid te maken tussen de kwaliteitsklassen ontoereikend en slecht kan er voor geopteerd worden om de gemiddelde scoreberekening te hanteren.

Door de scores van (bij voorkeur) deelmaatlat 3 en de hydrologische maatlat te combineren en het 'one out, all out' principe toe te passen kunnen we een globale Eflow score per waterlichaam genereren. Volgens deze gecombineerde beoordeling hebben de Bosbeek, de Herk, de Laan en de Zuunbeek een matig en de Marke een slecht Eflow regime. Om de betrouwbaarheid van de hydrologische beoordelingsmethode en bij uitbreiding de globale Eflow score te verhogen, zijn echter bijkomende inspanningen en investeringen nodig, met name o.a. op het vlak van verzamelen van betrouwbare debietsdata en het modelleren van referentie-afvoeren.

8 BESLUIT

In deze studie werden voor sterk veranderde en natuurlijke oppervlaktewaterlichamen behorend tot de categorie 'rivier' en van het type Grote beek (Bg) en Grote beek Kempen (BgK) maatlatten ontwikkeld in functie van een beoordeling van ecologische afvoerregimes. Daarbij werd gebruik gemaakt van de koppeling van talrijke databanken met de op dat moment best beschikbare data.

De Eflow beoordeling werd gebaseerd op een hydrologische- en een verstuwingsmaatlat. Voor de verstuwingsmaatlat werden drie mogelijke methodes voor scoreberekening onderzocht. Methode 3, waarbij de afwijking tussen de vastgestelde en verwachte hellingsgraad wordt bepaald, wordt als meest aangewezen methode beschouwd. De mogelijkheden om deze methode op grote schaal toe te passen, bijvoorbeeld door gebruik te maken van LIDAR gegevens, dienen verder onderzocht te worden. Bij gebrek aan invoergegevens op bepaalde waterlopen om methode 3 toe te passen, kunnen methodes 2 en 1 als alternatieve methodes gezien worden om toch een score te berekenen.

De voorgestelde hydrologische methode kan in de toekomst betrouwbaarder toegepast worden als ook de kwaliteit van de debietsdata verbeterd wordt en als er betrouwbare natuurlijke afvoerregimes kunnen bepaald of gemodelleerd worden waaraan getoest kan worden.

Als aan deze voorwaarden wordt voldaan dan kunnen de voorgestelde beoordelingsmethodieken in principe ook toegepast worden op andere types stromende waterlichamen.

9 REFERENCES

- Almeida, E.F., Oliveira, R.B., Mungai, R., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. (2009) Effects of small dams on the benthic community of streams in an Atlantic forest area of Southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, 2: 179–193.
- Anderer, P., Baurerfeind, C.H.R. & Görlach, J. (2014): Durchgängigkeitskonzept Unstrut, in *WasserWirtschaft* 7/8, 2014.
- Anderer, P., Dumont, U. & Massmann, E. (2015). Gebruik van watermolens in relatie tot de aquatische ecologie. Toetsingskader voor het stroomgebied van de Geul. In opdracht van Provincie Limburg en Waterschap Roer en Overmaas. Door: Ingeniebureau Floecksmühle GmbH 3, December 2015. In samenwerking met: Büro für Landschaftsplanung, Reitz, A. & Lenz, S.
- Archfield, S.A., Kennen, J.G., Carlisle, D.M. & Wolock, D.M. (2013). An Objective and Parsimonious Approach for Classifying Natural Flow Regimes at a Continental Scale. *River Res. Applic.* doi: 10.1002/rra.2710 [http:// onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.2710/abstract](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.2710/abstract).
- Bagnold, R.A. (1960). Sediment discharge and stream power. A preliminary announcement: US Geological Survey, Circular 421.
- Barton, B.A., Morgan, J.D. & Vijayan, M.M. (2002). Physiological condition-related indicators of environmental stress in fish. In: Adams SM (ed) *Biological indicators of aquatic ecosystem stress*. American Fisheries Society, Bethesda, 656 pp.
- Beers, M.C. (2005). Kennisdocument riviergrondel, *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 10. OVB / Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F. (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*, 434: 17-33.
- Benejam, L., Ordeix, M., Casals, F., Caiola, N., de Sostoa, A., Solà, C. & Munné, A. (2015). Fish as Ecological Indicators in Mediterranean Streams: The Catalan Experience. In: Munné *et al.* (eds.), *Experiences from Surface Water Quality Monitoring: The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I)*, Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2015_345.
- Brandt, S.A. (2000). Classification of Geomorphological Effects Downstream of Dams. *Catena*, 40: 375-401.
- Breine, J., Goethals, P.L.M., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefferinge, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire, P. & Ollevier, F. (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de vlaamse binnenwateren : eindverslag: 09.1999 - 08.2001. Rapporten van het instituut voor bosbouw en wildbeheer - sectie visserij, 2003(96). Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal, Belgium, 173 pp.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & Belpaire, C. (2004). A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 522: 133-148.

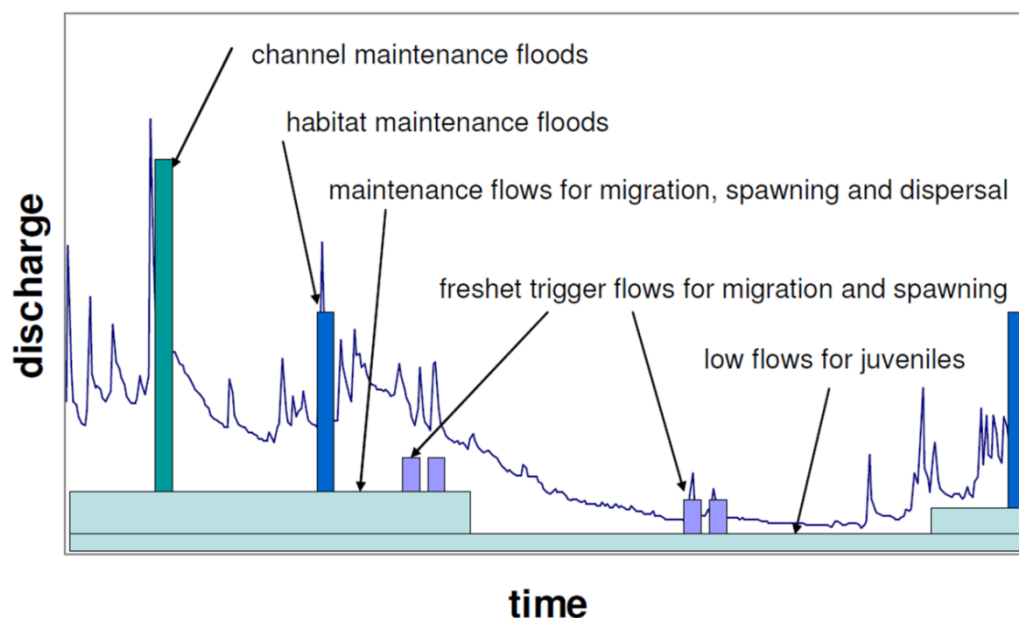
- Noble, R. & Cowx, I. (2002). Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers – a contribution to the Water Framework Directive (FAME): Development of a river-type classification system (D1) and Compilation and harmonisation of fish species classification (D2). Final Report. A project under the 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Management. Key Action 1: Sustainable management and Quality of Water. EVK1-CT-2001-00094. University of Hull. UK. http://fame.boku.ac.at/downloads/D1_2_typology_and%20species_classification.pdf
- Petermans, T. & Van Camp, N. (2019). Hydromorf - Oeverbreedtes en profielen Vlaanderen Informatie Vlaanderen, Eindrapport, Versie 1.1.
- Petts, G.E. (1984). Impounded rivers: Perspectives for ecological management. John Wiley, Chichester, 326 pp.
- Petts, G.E. (1987). Time-scales for ecological change in regulated rivers. In: Craig J.F., Kemper J.B. (eds) Regulated streams. Springer, Boston, MA.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. (1997). The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47: 769–784.
- Poff, N.L. & Zimmerman, J.K.H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205.
- Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keeffe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E. & Warner, A. (2010). 'The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards.' *Freshwater Biology*, 55: 147-170.
- Postel, S. & Richter B.D. (2003). Rivers for life: managing water for people and nature. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A., Gurtz, M., Li, H., Minshall, W.G., Reice, R.S., Sheldon, A.L., Wallace, J.B. & Wissmar, R.C. (1988). The Role of Disturbance in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. 7. 433. 10.2307/1467300.
- Rice, C.D. (2001). Fish immunotoxicology. In: Schlenk D, Benson W (eds) Target organ toxicity in marine and freshwater teleosts. CRC, Oxford, UK, 382 pp.
- Richter, B. & Thomas, G.A. (2008). Dam good operations, 60: 14-17.
- Schneiders, A., Van Daele, T. & Wils, C. (2009). Huetzoning van het rivierennetwerk in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (24). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Schneiders, A., Spanhove, T., Breine, J., Zomlot, Z., Verbeiren, B., Batelaan, O., Decleyre, D. (2014). Hoofdstuk 22 - Ecosysteemdienst regulering overstromingsrisico. (INBO.R.2014.2001135). In Stevens, M. *et al.* (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.

10 BIJLAGEN

10.1 INTERNATIONALE TOEPASSINGEN VAN DE BUILDING BLOCK METHODOLOGY

Schotland & Noord-Ierland

Een afvoerregime voor intandhouding van een rivierecosysteem kan volgens Acreman (2007) gemaakt worden door een combinatie van afvoerbouwstenen toe te passen. De bouwstenen die werden onderscheiden worden opgesomd in Tabel 36 en voorgesteld in Figuur 34. Voornaamste ecologisch relevante afvoerregime-elementen voor rivieren in het VK worden opgesomd in tabel 8 en 9.



Figuur 37 Building Block Methodology – conceptuele aanpak (Acreman, 2007).

Tabel 34 Voorbeelden van informatie over zalmachtigen en hun afvoervereisten (Acreman 2007).

	Timing and related conditions	Flow needs
salmonids: river entry	Flood/High tide Night time Water temperature between 5° and 17°C (measured at 09h00). Sufficiently well oxygenated river flow	Elevated river flows
Salmonids: upstream migration	Spring run Feb - May Summer run Jun - Aug Autumn run Sept – Nov Exact timings may vary between rivers and sub-catchments due to genetic differences.	Required flows for salmon migration vary annually and seasonally. Adequate base flows may occur during spring. In high baseflow rivers a high background migration may occur during summer that is unrelated to river flow. In rivers with a flashy flow regime or in a dry year summer flow increases are likely to initiate migrations. Increased migration is likely to occur in most rivers during periods of elevated flow.
Salmonids: spawning	In upland and northern rivers spawning occurs between October and December. In lowland or southern rivers spawning may take place anytime between November and March.	During this period extreme flow events capable of mobilising gravel must not occur or eggs will be damaged or washed away. Flows need to be sufficiently high to ensure a wide distribution of spawning and connectivity between various habitats during spawning to allow dispersal
Salmonids: downstream adult migration	Migration November to May	Elevated flows may help
Salmonids: post emergence	March – May	Low, stable flow is necessary with no rapid increases/decreases
Salmonids: dispersal of parr	April – July	Periods of elevated flow

Tabel 35 Voorbeelden van informatie over zoetwatervissen, macrofyten en invertebraten en hun afvoervereisten (Acreman 2007).

Coarse fish: migration and spawning	February-March	Rheophilic cyprinids need good flows to migrate and spawn
Coarse fish: pike, stickleback and dace	February – April	No extreme high or low flows. Extreme high flows may wash out/displace or damage eggs and larval fish. Extreme low flows may result in stranding of fish in backwaters/marginal areas or drying out of eggs. Pike and sticklebacks spawn in flooded backwaters during late winter/early spring floods. Sustained and elevated flows are needed to ensure connectivity of backwaters/marginal areas and to avoid fish stranding during flow recessions.
Late spawning coarse fish (e.g. chub, barbel and sea lamprey)	May – July	No extreme high or low flows. Extreme high flows may wash out/displace or damage eggs and larval fish. Extreme low flows may result in stranding of fish in backwaters/marginal areas or drying out of eggs.
Macrophytes	March – June	A velocity of 0.1 m/s is often quoted as being critical for the growth of <i>Ranunculus</i> . Preferred water depths depend on species but have been observed to range from 0 to 150cm. At velocities in excess of 1m/s macrophytes are rare. Periods of elevated flow are likely to clean macrophyte stands of old growth.
Invertebrates	Invertebrates tend to recover quickly after floods and droughts if refuges available in channel substrate or marginal habitats. Invertebrates are less sensitive to hydrological extremes in natural channels owing to the greater abundance of refugia.	A seasonally variable flow regime Density may increase with the frequency of floods greater than 3 times median flow. Invertebrates may be displaced or killed by unnaturally rapid changes in flow and temperature.

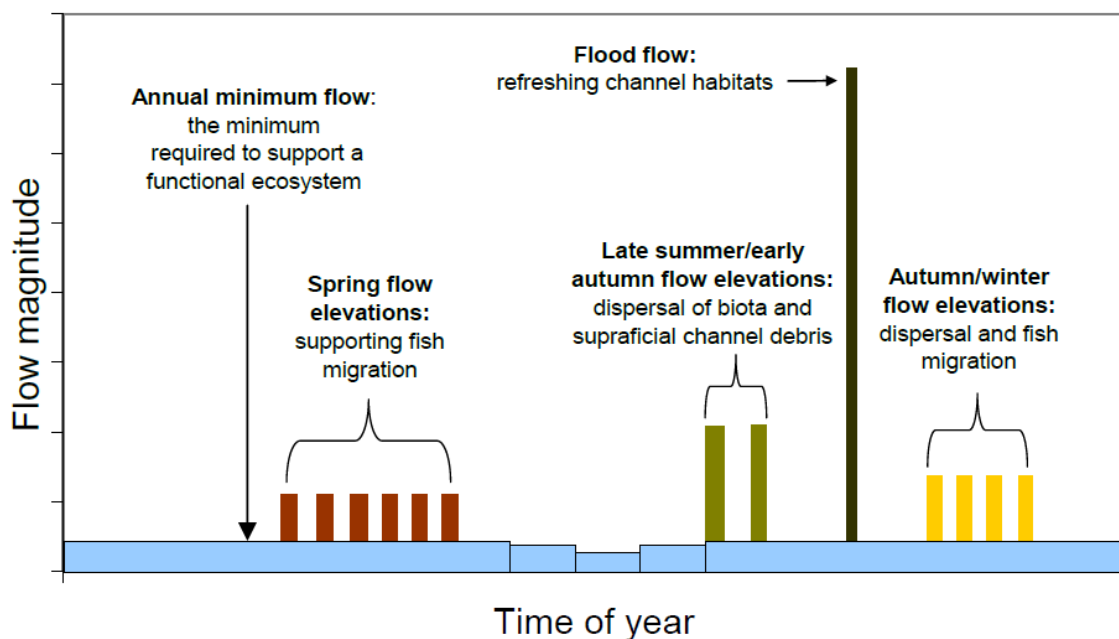
Verenigd Koninkrijk

In het Verenigd Koninkrijk (VK) werd het rapport 'River flow for good ecological potential' gepubliceerd (Water Framework Directive UK TAG, 2013). De aanbevelingen die gedaan worden voor het bekomen of in stand houden van een goed ecologisch potentieel zijn gebaseerd op verschillende bouwstenen.

Er werden in hoofdzaak vijf belangrijke bouwstenen onderscheiden (Figuur 38):

- Jaarlijkse minimum afvoer ('annual minimum flow')
- Afvoer met overstroming tot gevolg ('flood flow')
- Verhoogde afvoeren in de late zomer ('late summer flow elevations')
- Verhoogde afvoeren in de herfst en de winter ('autumn and winter elevations')
- Verhoogde afvoeren in de lente ('spring flow elevations')

////////////////////////////////////



Figuur 38 Schematische voorstelling van een gemitigeerd afvoerregime gebaseerd op vijf aanbevolen bouwstenen of 'building blocks' (UK TAG, 2013).

Aanbevelingen voor elke bouwsteen

In het dit rapport wordt in tabellen elke afvoer-bouwsteen afzonderlijk beschreven. Al deze bouwstenen samen geven de aanbevelingen weer om te komen tot een afvoerregime voor een goed ecologisch potentieel in rivieren die onderhevig zijn aan waterafleiding, wateropslag en waterafname. Een voorbeeld van zo een bouwsteen die in tabelvorm wordt beschreven wordt gegeven in onderstaande tabel 36.

Tabel 36 Voorbeeld: beschrijving van de 'flood flow'-bouwsteen volgens Water Framework Directive UK TAG (2013).

Flood flow		
Purposes	- To maintain and refresh channel habitats by redistributing bed surface and sub-surface gravels and cobbles. This includes refreshing gravels prior to fish spawning. - To prevent riparian vegetation from encroaching into the river channels. - To flush away build-up of fine sediment and/or plant debris lying on the channel bed or at the river margins. - To contribute to ensuring a balance of different plant and animal species and avoiding dominance by species that thrive under stable flow conditions. - To inundate wetlands and marginal areas that act as refuge and nursery habitat for a range of species.	
Default flow	Magnitude	Equivalent to a 1 in 2 year return period flood flow
	Periods	Late September to November to optimise spawning gravel flushing although any period in which natural flood flows would have been common.
	Duration	Mimic duration of similar natural events ²²
	Frequency	Once every 3 years
Variations to default flow	Increased requirements	(i) Where the default flow is insufficient to break-up armouring or mobilise accumulations of gravels and cobbles (e.g. at tributary junctions), one of the following should be tried: (a) a larger flow; or (b) breaking-up long-standing armouring by a one-off mechanical disturbance and/or artificially refreshing the bed. Where a larger flow is required, its magnitude can be estimated using the methods detailed in Appendix 7.
	Reduced requirements	The default flow may be substituted by a smaller magnitude or lower frequency flow in any of the following circumstances: (i) bed armouring or excessive accumulations of gravels at tributary junctions are absent; (ii) bed armouring is present but is a natural characteristic of the water body (e.g. because the reservoir is a raised loch and, even in the absence of the impounding works, would have acted to restrict sediment supply to the downstream river); or (iii) the default flow is likely to result in adverse consequences for river habitats because insufficient sediments can be supplied (naturally or through managed sediment re-introduction) to replace sediment that would be moved downstream by the flow.

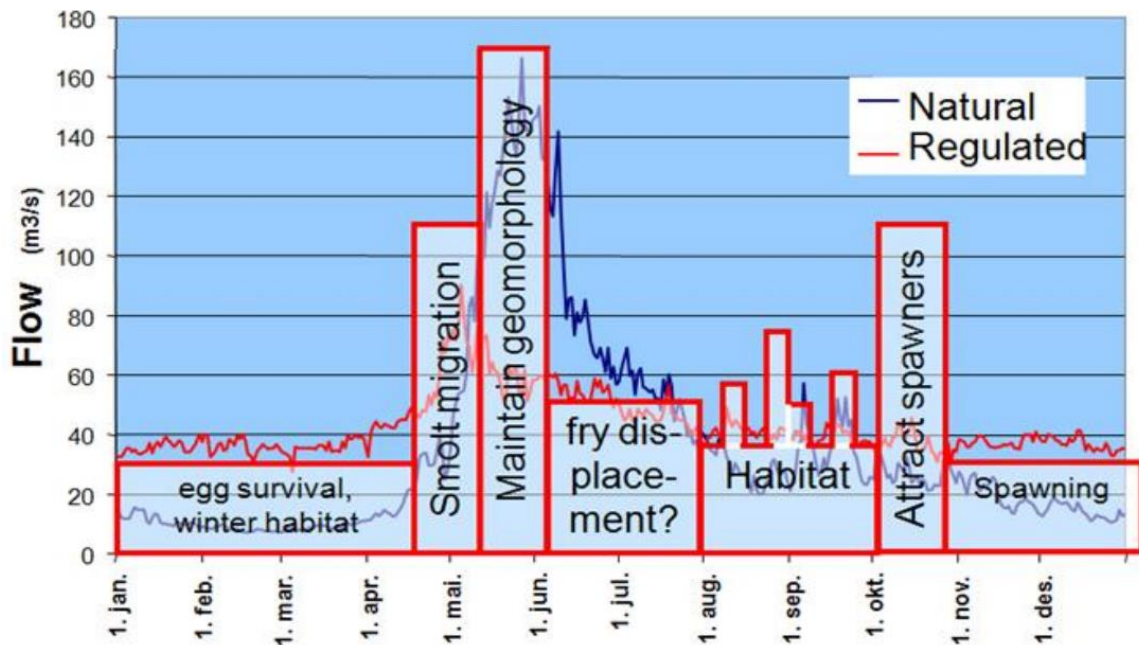
Onderstaande tabel geeft de belangrijkste ecologisch relevante afvoerregime-elementen weer voor meer algemene zoetwatervissen en voor ecologisch interessante (beschermde) soorten in rivieren van het VK.

Tabel 37 Ecologisch relevante afvoerregime-elementen voor enkele zoetwatervissoorten en enkele ecologisch interessante (beschermde) soorten (UK TAG 20013).

	Timing and related conditions	Flow needs
Coarse fish: migration and spawning	February-June	Rheophilic cyprinids need good flows to migrate and spawn
Coarse fish: pike, stickleback and dace	February – April	No extreme high or low flows. Extreme high flows may wash out/displace or damage eggs and larval fish. Extreme low flows may result in stranding of fish in backwaters/marginal areas or drying out of eggs. Pike and sticklebacks spawn in flooded backwaters during late winter/early spring floods. Sustained and elevated flows are needed to ensure connectivity of backwaters/marginal areas and to avoid fish stranding during flow recessions.
Late spawning coarse fish (e.g. chub, barbel)	May – July	No extreme high or low flows. Extreme high flows may wash out/displace or damage eggs and larval fish. Extreme low flows may result in stranding of fish in backwaters/marginal areas or drying out of eggs.
River Lamprey	September -December	Elevated flows to attract river lamprey species into rivers and support upstream migration
Sea Lamprey	March April	Elevated flows to attract sea lamprey species into rivers and support upstream migration
Shad	March April	Elevated flows to attractive shad species into rivers and support upstream migration.

Noorwegen

De BBM aanpak werd succesvol toegepast voor 'minimum flow releases' in Noorse rivieren die gereguleerd worden door waterkrachtcentrales en waar de bouwstenen hoofdzakelijk gerelateerd werden aan de typische levensstadia van zalmachtige vissen (Alfredsen *et al.* 2012, Forseth *et al.* 2012) zoals geïllustreerd wordt in Figuur 39.



Figuur 39 Bouwstenen of 'building blocks' voor 'minimum flow releases' in Noorse zalmrivieren (Bakken *et al.*, 2012).

10.2 DEFINITIES VOOR DE 171 HYDROLOGISCHE INDICES UIT EFLOWSTATS (HENRIKSEN ET AL., 2006; ARCHFIELD ET AL., 2013; USGS)

Tabel 38 EflowStats - 'Omvang' functies

Function	Definition
ma1	Mean of the daily mean flow values for the entire flow record
ma2	Median of the daily mean flow values for the entire flow record
ma3	Mean (or median - use preference option) of the coefficients of variation (standard deviation/mean) for each year. Compute the coefficient of variation for each year of daily flows. Compute the mean of the annual coefficients of variation
ma4	Standard deviation of the percentiles of the logs of the entire flow record divided by the mean of percentiles of the logs. Compute the log(10) of the daily flows for the entire record. Compute the 5th, 10th, 15th, 20th, 25th, 30th, 35th, 40th, 45th, 50th, 55th, 60th, 65th, 70th, 75th, 80th, 85th, 90th and 95th percentiles for the logs of the entire flow record. Percentiles are computed by interpolating between the ordered (ascending) logs of the flow values. Compute the standard deviation and mean for the percentile values. Divide the standard deviation by the mean
ma5	The skewness of the entire flow record is computed as the mean for the entire flow record (ma1) divided by the median (ma2) for the entire flow record
ma6	Range in daily flows is the ratio of the 10-percent to 90-percent exceedence values for the entire flow record. Compute the 5-percent to 95-percent exceedence values for the entire flow record. Exceedence is computed by interpolating between the ordered (descending) flow values. Divide the 10-percent exceedence by the 90-percent value
ma7	Range in daily flows is computed in the same way as ma6 except using the 20-percent and 80-percent exceedence values. Divide the 20-percent exceedence value by the 80-percent value
ma8	Range in daily flows is computed in the same way as ma6 except using the 25-percent and 75-percent exceedence values. Divide the 25-percent exceedence value by the 75-percent value
ma9	Spread in daily flows is the ratio of the difference between the 90th and 10th percentile of the logs of the flow data to the log of the median of the entire flow record. Compute the log(10) of the daily flows for the entire record. Compute the 5th, 10th, 15th, 20th, 25th, 30th, 35th, 40th, 45th, 50th, 55th, 60th, 65th, 70th, 75th, 80th, 85th, 90th and 95th percentiles for the logs of the entire flow record. Percentiles are computed by interpolating between the ordered (ascending) logs of the flow values. Compute ma9 as (90th-10th)/log10(ma2)
ma10	Spread in daily flows is computed in the same way as ma9 except using the 20th and 80th percentiles
ma11	Spread in daily flows is computed in the same way as ma9 except using the 25th and 75th percentiles.
ma12.23	Means (or medians - use preference option) of monthly flow values. Compute the means for each month over the entire flow record. For example, ma12 is the mean of all January flow values over the entire record.
ma24.35	Variability (coefficient of variation) of monthly flow values. Compute the standard deviation for each month in each year over the entire flow record. Divide the standard deviation by the mean for each month. Take the mean (or median - use preference option) of these values for each month across all years.

Tabel 39 EflowStats - 'Omvang' functies (vervolg)

Function	Definition
ma36.40	Variability and skewness across monthly flows. ma36 - compute the minimum, maximum and mean flows for each month in the entire flow record. ma36 is the maximum monthly flow minus the minimum monthly flow divided by the median monthly flow. ma37 - compute the first (25th percentile) and the third (75th percentile) quartiles. ma37 is the third quartile minus the first quartile divided by the median of the monthly means. ma38 - compute the 10th and 90th percentiles for the monthly means. ma38 is the 90th percentile minus the 10th percentile divided by the median of the monthly means. ma39 - compute the standard deviation for the monthly means. ma39 is the standard deviation times 100 divided by the mean of the monthly means. ma40 - skewness in the monthly flows. ma40 is the mean of the monthly flow means minus the median of the monthly means divided by the median of the monthly means.
ma41.45	Annual runoff and the variability and skewness across annual flows. ma41 - compute the annual mean daily flows. ma41 is the mean of the annual means divided by the drainage area. ma42 is the maximum annual flow minus the minimum annual flow divided by the median annual flow. ma43 - compute the first (25th percentile) and third (75th percentile) quartiles for the annual means. ma43 is the third quartile minus the first quartile divided by the median of the annual means. ma44 - compute the 10th and 90th percentiles for the annual means. ma44 is the 90th percentile minus the 10th percentile divided by the median of the annual means. ma45 - skewness in the annual flows. ma45 is the mean of the annual flow means minus the median of the annual means divided by the median of the annual means.
ml1.12	Mean (or median - use preference option) minimum flows for each month across all years. Compute the minimum daily flow for each month over the entire flow record. For example ml1 is the mean of the minimums of all January flow values over the entire record.
ml13	Variability (coefficient of variation) across minimum monthly flow values. Compute the mean and standard deviation for the minimum monthly flows over the entire flow record. ml13 is the standard deviation times 100 divided by the mean minimum monthly flow for all years.
ml14.16	Minimum annual flow, low flow index and median annual minimum flow. ml14 - compute the minimum annual flow for each year. ml14 is the mean of the ratios of minimum annual flows to the median flow for each year. ml15 - low flow index. ml15 is the mean of the ratios of minimum annual flows to the mean flow for each year. ml16 - median of annual minimum flows. ml16 is the median of the ratios of minimum annual flows to the median flow for each year.
ml17	Base flow. Compute the mean annual flows. Compute the minimum of a 7-day moving average flow for each year and divide them by the mean annual flow for that year. ml17 is the mean (or median - use preference option) of those ratios.
ml18	Variability in base flow. Compute the standard deviation for the ratios of 7-day moving average flows to mean annual flows for each year. ml18 is the standard deviation times 100 divided by the mean of the ratios.
ml19	Base flow. Compute the ratios of the minimum annual flow for each year. ml19 is the mean (or median - use preference option) of these ratios times 100.
ml20	Base flow. Divide the daily flow record into 5-day blocks. Find the minimum flow for each block. Assign the minimum flow as a base flow for that block if 90 percent of that minimum flow is less than the minimum flows for the blocks on either side. Otherwise, set it to zero. Fill in the zero values using linear interpolation. Compute the total flow for the entire record and total base flow for the entire record. ml20 is the ratio of total base flow to total flow.
ml21	Variability across annual minimum flows. Compute the mean and standard deviation for the annual minimum flows. ml21 is the standard deviation times 100 divided by the mean.

Tabel 40 EflowStats - 'Omvang' functies (vervolg)

Function	Definition
ml22	Specific mean annual minimum flow. ml22 is the mean (or median - use preference option) of the annual minimum flows divided by the drainage area.
mh1.12	Mean (or median - use preference option) maximum flows for each month across all years. Compute the maximum daily flow for each month over the entire flow record. For example, mh1 is the mean of the maximums of all January flow values over the entire record.
mh13	Variability (coefficient of variation) across maximum monthly flow values. Compute the mean and standard deviation for the maximum monthly flows over the entire flow record. mh13 is the standard deviation times 100 divided by the mean maximum monthly flow for all years.
mh14	Median of annual maximum flows. Compute the annual maximum flows from monthly maximum flows. Compute the ratio of annual maximum flow to median annual flow for each year. mh14 is the median of these ratios.
mh15.17	High flow discharge index. mh15 is the 1-percent exceedence value for the entire record divided by the median flow for the entire record. mh16 is the 10-percent exceedence value for the entire record divided by the median flow for the entire record. mh17 is the 25-percent exceedence value for the entire record divided by the median flow for the entire record.
mh18	Variability across annual maximum flows. Compute the logs (log10) of the maximum annual flows. Find the standard deviation and mean for these values. mh18 is the standard deviation times 100 divided by the mean.
mh19	Skewness in annual maximum flows. Use the equation: $(N^2 * \sum(qm^3) - 3N * \sum(qm) * \sum(qm^2) + 2 * \sum(qm))^3 / (N * (N-1) * (N-2) * \text{stddev}^3)$ where N=number of years, qm=log10(annual maximum flows), stddev=standard deviation of the annual maximum flows.
mh20	Specific mean annual maximum flow. mh20 is the mean (or median - use preference option) of the annual maximum flows divided by the drainage area.
mh21	High flow volume index. Compute the average volume for flow events above a threshold equal to the median flow for the entire record. mh21 is the average volume divided by the median flow for the entire record.
mh22	High flow volume. Compute the average volume for flow events above a threshold equal to three times the median flow for the entire record. mh22 is the average volume divided by the median flow for the entire record.
mh23	High flow volume. Compute the average volume for flow events above a threshold equal to seven times the median flow for the entire record. mh23 is the average volume divided by the median flow for the entire record.
mh24	High peak flow. Compute the average peak flow value for flow events above a threshold equal to the median flow for the entire record. mh24 is the average peak flow divided by the median flow for the entire record.
mh25	High peak flow. Compute the average peak flow value for flow events above a threshold equal to three times the median flow for the entire record. mh25 is the average peak flow divided by the median flow for the entire record.
mh26	High peak flow. Compute the average peak flow value for flow events above a threshold equal to seven times the median flow for the entire record. mh26 is the average peak flow divided by the median flow for the entire record.
mh27	High peak flow. Compute the average peak flow value for flow events above a threshold equal to the 75th percentile value for the entire flow record. mh27 is the average peak flow divided by the median flow for the entire record.

Tabel 41 EflowStats - 'Frequentie' functies

Function	Definition
fl1.2	Low flood pulse count and variability in pulse count. fl1 - Compute the average number of flow events with flows below a threshold equal to the 25th-percentile value for the entire flow record. fl1 is the average (or median - use preference option) number of events. fl2 - Compute the standard deviation in the annual pulse counts for fl1. fl2 is 100 times the standard deviation divided by the mean pulse count.
fl3	Frequency of low pulse spells. Compute the average number of flow events with flow below a threshold equal to 5-percent of the mean flow values for the entire flow record. fl3 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh1.2	High flood pulse count and variability in pulse count. fh1 - Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to the 75th-percentile value for the entire flow record. fh1 is the mean (or median - use preference option) number of events. fh2 - compute the standard deviation in the annual pulse counts for fh1. fh2 is 100 times the standard deviation divided by the mean pulse count.
fh3	High flood pulse count. Compute the average number of days per year that the flow is above a threshold equal to three times the median flow for the entire record. fh3 is the mean (or median-use preference option) of the annual number of days for all years.
fh	High flood pulse count. Compute the average number of days per year that the flow is above a threshold equal to seven times the median flow for the entire record. fh4 is the mean (or median-use preference option) of the annual number of days for all years.
fh5	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to the median flow value for the entire flow record. fh5 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh6	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to three times the median flow value for the entire flow record. fh6 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh7	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to seven times the median flow value for the entire flow record. fh7 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh8	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to the 25-percent exceedence value for the entire flow record. fh8 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh9	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to the 75-percent exceedence value for the entire flow record. fh9 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh10	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to the median of the annual minima for the entire flow record. fh10 is the mean (or median - use preference option) number of events.
fh11	Flood frequency. Compute the average number of flow events with flows above a threshold equal to flow corresponding to a 1.67-year recurrence interval. fh11 is the mean (or median - use preference option) number of events.

////////////////////////////////////

Tabel 42 EflowStats - 'Duur' functies

Function	Definition
dl1	Annual minimum daily flow. Compute the minimum 1-day average flow for each year. dl1 is the mean (or median - use preference option) of these values
dl2	Annual minimum of 3-day moving average flow. compute the minimum of a 3-day moving average flow for each year. dl2 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dl3	Annual minimum of 7-day moving average flow. Compute the minimum of a 7-day moving average flow for each year. dl3 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dl4	Annual minimum of 30-day moving average flow. Compute the minimum of a 30-day moving average flow for each year. dl4 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dl5	Annual minimum of 90-day moving average flow. Compute the minimum of a 90-day moving average flow for each year. dl5 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dl6	Variability of annual minimum daily average flow. Compute the standard deviation for the minimum daily average flow. dl6 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dl7	Variability of annual minimum of 3-day moving average flow. Compute the standard deviation for the minimum 3-day moving averages. dl7 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dl8	Variability of annual minimum of 7-day moving average flow. Compute the standard deviation for the minimum 7-day moving averages. dl8 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dl9	Variability of annual minimum of 30-day moving average flow. Compute the standard deviation for the minimum 30-day moving averages. dl9 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dl10	Variability of annual minimum of 90-day moving average flow. Compute the standard deviation for the minimum 90-day moving averages. dl10 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dl11	Annual minimum daily flow divided by the median for the entire record. Compute the minimum daily flow for each year. dl11 is the mean of these values divided by the median for the entire record.
dl12	Annual minimum of 7-day moving average flow divided by the median for the entire record. Compute the minimum of a 7-day moving average flow for each year. dl12 is the mean of these values divided by the median for the entire record.
dl13	Annual minimum of 30-day moving average flow divided by the median for the entire record. Compute the minimum of a 30-day moving average flow for each year. dl13 is the mean of these values divided by the median for the entire record.
dl14	Low exceedence flows. Compute the 75-percent exceedence values for the entire flow record. dl14 is the exceedence value divided by the median for the entire record.
dl15	Low exceedence flows. Compute the 90-percent exceedence values for the entire flow record. dl15 is the exceedence value divided by the median for the entire record.
dl16,17	Low flow pulse duration and variability in low pulse duration. dl16 - Compute the average pulse duration for each year for flow events below a threshold equal to the 25th-percentile value for the entire flow record. dl16 is the median of the yearly average durations. dl17 - compute the standard deviation for the yearly average low pulse durations. dl17 is 100 times the standard deviation divided by the mean of yearly average low pulse durations.

Tabel 43 EflowStats - 'Duur' functies (vervolg)

Function	Definition
dl18	Number of zero-flow days. Count the number of zero-flow days for the entire flow record. dl18 is the mean (or median - use preference option) annual number of zero flow days.
dl19	Variability is number of zero-flow days. Compute the standard deviation for the annual number of zero-flow days. dl19 is 100 times the standard deviation divided by the mean annual number of zero-flow days.
dl20	Number of zero-flow months. Count the number of months in which there was no flow over the entire flow record.
dh1	Annual maximum daily flow. Compute the maximum of a 1-day moving average flow for each year. dh1 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dh2	Annual maximum of 3-day moving average flows. Compute the maximum of a 3-day moving average flow for each year. dh2 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dh3	Annual maximum of 7-day moving average flows. Compute the maximum of a 7-day moving average flow for each year. dh3 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dh4	Annual maximum of 30-day moving average flows. Compute the maximum of a 30-day moving average flow for each year. dh4 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dh5	Annual maximum of 90-day moving average flows. Compute the maximum of a 90-day moving average flow for each year. dh5 is the mean (or median - use preference option) of these values.
dh6	Variability of annual maximum daily flows. Compute the standard deviation for the maximum 1-day moving averages. dh6 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dh7	Variability of annual maximum 3-day moving average flows. Compute the standard deviation for the maximum 3-day moving averages. dh7 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dh8	Variability of annual maximum 7-day moving average flows. Compute the standard deviation for the maximum 7-day moving averages. dh8 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dh9	Variability of annual maximum 30-day moving average flows. Compute the standard deviation for the maximum 30-day moving averages. dh9 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dh10	Variability of annual maximum 90-day moving average flows. Compute the standard deviation for the maximum 90-day moving averages. dh10 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
dh11	Annual maximum of 1-day moving average flows divided by the median for the entire record. Compute the maximum of a 1-day moving average flow for each year. dh11 is the mean of these values divided by the median for the entire record.
dh12	Annual maximum of 7-day moving average flows divided by the median for the entire record. Compute the maximum of a 7-day moving average flow for each year. dh12 is the mean of these values divided by the median for the entire record.
dh13	Annual maximum of 30-day moving average flows divided by the median for the entire record. Compute the maximum of a 30-day moving average flow for each year. dh13 is the mean of these values divided by the median for the entire record.

Tabel 44 EflowStats - 'Duur' functies (vervolg)

Function	Definition
dh14	Flood duration. Compute the mean of the mean monthly flow values. Find the 95th percentile for the mean monthly flows. dh14 is the 95th percentile value divided by the mean of the monthly means.
dh15.16	High flow pulse duration and variability of high flow pulse duration. dh15 - Compute the average duration for flow events with flows above a threshold equal to the 75th percentile value for each year in the flow record. dh15 is the median of the yearly average durations. dh16 - Compute the standard deviation for the yearly average high pulse durations. dh16 is 100 times the standard deviation divided by the mean of the yearly average high pulse durations.
dh17	High flow duration. Compute the average duration of flow events with flows above a threshold equal to the median flow values for the entire flow record. dh17 is the mean (or median - use preference option) duration of the events.
dh18	High flow duration. Compute the average duration of flow events with flows above a threshold equal to three times the median flow values for the entire flow record. dh18 is the mean (or median - use preference option) duration of the events.
dh19	High flow duration. Compute the average duration of flow events with flows above a threshold equal to seven times the median flow values for the entire flow record. dh19 is the mean (or median - use preference option) duration of the events.
dh20	High flow duration. Compute the 75th percentile value for the entire flow record. Compute the average duration of flow events with flows above a threshold equal to the 75th percentile value for the median annual flows. dh20 is the mean (or median - use preference option) duration of the events.
dh21	High flow duration. Compute the 25th percentile value for the entire flow record. Compute the average duration of flow events with flows above a threshold equal to the 25th percentile value for the median annual flows. dh21 is the mean (or median - use preference option) duration of the events.
dh22	Flood interval. Compute the flood threshold as the flow equivalent for a flood recurrence of 1.67 years. Determine the median number of days between flood events for each year. dh22 is the mean (or median - use preference option) of the yearly median number of days between flood events.
dh23	Flood duration. Compute the flood threshold as the flow equivalent for a flood recurrence of 1.67 years. Determine the number of days each year that the flow remains above the flood threshold. dh23 is the mean (or median - use preference option) of the number of flood days for years in which floods occur.
dh24	Flood-free days. Compute the flood threshold as the flow equivalent for a flood recurrence of 1.67 years. Compute the maximum number of days that the flow is below the threshold for each year. dh24 is the mean (or median - use preference option) of the maximum yearly no-flood days.

////////////////////////////////////

Tabel 45 EflowStats - 'Timing' functies

Function	Definition
ta1.2	Constancy and predictability. ta1 - Constancy is computed via the formulation of Colwell (see example in Colwell, 1974). A matrix of values is compiled in which the rows are 11 flow categories and the columns are 365 (no February 29th) days of the year. The cell values are the number of times that a flow falls into a category on each day. The row totals, columns totals and grand total are computed. Using the equations for Shannon information theory parameters, constancy is computed as $1 - ((\text{uncertainty with respect to state})/(\log_{10}(\text{number of state})))$. ta2 - predictability is computed from the same matrix as constancy. It is computed as $1 - ((\text{uncertainty with respect to interaction of time and state} - \text{uncertainty with respect to time})/(\log_{10}(\text{number of state})))$.
ta3	Seasonal predictability of flooding. Divide years into 2-month periods (that is, Oct-Nov, Dec-Jan, and so forth). Count the number of flood days (flow events with flows ≥ 1.67 -year flood) in each period over the entire flow record. ta3 is the maximum number of flood days in any one period divided by the total number of flood days.
tl1.2	Julian date of annual minimum and variability in Julian date of annual minimum. tl1 - Determine the Julian date that the minimum flow occurs for each water year. Transform the dates to relative values on a circular scale (radians or degrees). Compute the x and y components for each year and average them all across all years. Compute the mean angle as the arc tangent of y-mean divided by x-mean. Transform the resultant angle back to Julian date. tl2 - Compute the coefficient of variation for the mean x and y components and convert to a date.
tl3	Seasonal predictability of low flow. Divide years into 2-month periods (that is Oct-Nov, Dec-Jan, and so forth). Count the number of low flow events (flow events with flows ≤ 5 -year flood threshold) in each period over the entire flow record. tl3 is the maximum number of low flow events in any one period divided by the total number of low flow events.
tl4	Seasonal predictability of non-low flow. Compute the number of days that flow is above the 5-year flood threshold as the ratio of number of days to 365 or 366 (leap year) for each year. tl4 is the maximum of the yearly ratios.
th1.2	Julian date of annual maximum and variability in Julian date of annual maximum. th1 - Determine the Julian date that the maximum flow occurs for each year. Transform the dates to relative values on a circular scale (radians or degrees). Compute the x and y components for each year and average them across all years. Compute the mean angle as the arc tangent of y-mean divided by x-mean. Transform the resultant angle back to Julian date. th2 - compute the coefficient of variation for the mean x and y components and convert to a date.
th3	Seasonal predictability of nonflooding. Computed as the maximum proportion of a 365-day year that the flow is less than the 1.67-year flood threshold and also occurs in all years. Accumulate nonflood days that span all years. th3 is maximum length of those flood-free periods divided by 365.

Tabel 46 EflowStats - 'Rate of change' functies

Function	Definition
ra1	Rise rate. Compute the change in flow for days in which the change is positive for the entire flow record. ra1 is the mean (or median - use preference option) of these values.
ra2	Variability in rise rate. Compute the standard deviation for the positive flow changes. ra2 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
ra3	Fall rate. Compute the change in flow for days in which the change is negative for the entire flow record. ra3 is the mean (or median - use preference option) of these values.
ra4	Variability in fall rate. Compute the standard deviation for the negative flow changes. ra4 is 100 times the standard deviation divided by the mean.
ra5	Number of day rises. Compute the number of days in which flow is greater than it was the previous day. ra5 is the number of positive-gain days divided by the total number of days in the flow record.
ra6	Change of flow. Compute the log10 of the flows for the entire flow record. Compute the change in log of flow for days in which the change is positive for the entire flow record. ra6 is the median of these log values.
ra7	Change of flow. Compute the log10 of the flows for the entire flow record. Compute the change in log of flow for days in which the change is negative for the entire flow record. ra7 is the median of these log values.
ra8.9	Number and variability of reversals. ra8 - compute the number of days in each year when the change in flow from one day to the next changes direction. ra8 is the mean (or median - use preference option) of the yearly values. ra9 - compute the standard deviation for the yearly reversal values. ra9 is 100 times the standard deviation divided by the mean.

Tabel 47 EflowStats - 'Andere statistische' functies

Function	Definition
mean_flow	Mean of annual mean discharge values.
med_flow	Median of annual mean discharge values.
cv_flow	Coefficient of variation of annual mean discharge values.
cv_daily	Coefficient of variation of the daily discharge record.
flow_perc	Flow percentiles of the daily discharge record. Default is 10th, 15th, 25th, 50th, 75th and 90th percentiles, or others can be specified.

Tabel 48 EflowStats - 'Magnificent 7' functies

Function	Definition
lam1	Arithmetic mean
tau2	Coefficient of L-variation - analogous to coefficient of variation.
tau3	The third L-moment ratio or L-skew.
tau4	The fourth L-moment ratio or L-kurtosis.
ar1	AR1 correlation coefficient.
amplitude	Amplitude of the seasonal signal. Compute seasonality variables by first standardizing flows, using the fitting relation $A \cdot \cos(2 \cdot \pi \cdot t) + B \cdot \sin(2 \cdot \pi \cdot t)$.
phase	Phase of the seasonal signal. Compute seasonality variables by first standardizing flows, the fitting relation $A \cdot \cos(2 \cdot \pi \cdot t) + B \cdot \sin(2 \cdot \pi \cdot t)$.

Tabel 49 Resultaten EflowStats - Vergelijkingsfuncties

Function	Definition
nse	Nash-Sutcliffe value between two data series.
nselog	Nash-Sutcliffe value between the natural logarithms of two data series, with zeros removed.
rmse	Root-mean square error between two data series.
rmsne	Normalized root-mean square error between two data series.
rsr	Ratio of root-mean square error to standard deviation for two data series.
RegionalGoF	Regional goodness of fit. Function calculates nse, nselog, rmse, pbias (percent bias between two data series), pearson correlation coefficient and spearman correlation coefficient for the two sets of flow statistics (modeled and observed).
SiteGoF	Site goodness of fit. Function calculates nse, nselog, rmse, rmsne, rsr, pbias, pearson and spearman statistics for the entire data series, for the $\zeta=10$ th, 10-25th, 25-50th, 50-75th, 75-90th and $\zeta=90$ th percentiles, and by month for the entire data series.

10.3 EFLOWSTATS CONCEPTVOORBEELD

10.3.1 Inleiding

Instellen R

Deze bijlage bevat een voorbeeld hoe de EflowStats berekend kunnen worden via R en hoe de data eruit moet zien om deze routine te kunnen laten werken.

Gebruik naast een recente R versie, Rstudio als editor. Beide zijn gratis software. Daarnaast zijn tal van 'libraries' nodig in R die eerst eenmalig geïnstalleerd moeten worden. Het eenvoudigste is direct de hele **tidyverse** suite te installeren, deze bevat al heel wat van onderstaande libraries. Als je het aantal libraries wil beperken kan je onderstaande code gebruiken.

Soms gebeurt het dat je enkel warnings zal krijgen 'cannot remove prior installation of package xxx'. In dat geval moet je naar de folder gaan van bibliotheken (via de code: `.libPaths()` kan je die vinden) en de respectievelijke mappen verwijderen. Vervolgens kan je voor die pakketten de installatie herhalen.

De EflowStats library zelf kan je niet op dezelfde manier installeren als de andere libraries omdat deze niet in het CRAN repository staat. Deze moet je rechtstreeks van github installeren (maar ook hier heeft R een commando voor, zie onderstaande code)

```
#Toon de directory waar de packages staan
.libPaths()

#Installeer de benodigde libraries
install.packages(c('devtools', 'dplyr', 'magrittr', 'readxl', 'tidyr', 'ggplot2',
'lubridate', 'gridExtra', 'ggrepel', 'mice', 'RColorBrewer', 'imputeTS'))

#Installeer het EflowStats package rechtstreeks vanuit gitub
devtools::install_github('USGS-R/EflowStats') #Locatie: https://github.com/USGS-R/EflowStats
```

Eens het bovenstaande eenmalig succesvol is geïnstalleerd, kan je in het vervolg de code vanaf hieronder hernemen. In eerste instantie zullen we alle bibliotheken laden en de parameters instellen, zodat de code die na het volgende blok code komt nooit geëditeerd moet worden.

////////////////////////////////////

```
knitr::purl(EflowStats.RMD, output = EflowStats.R) #-> zet RMD-code om in R-code
```

De structuur van de map moet als volgt zijn - en moet al bestaan vooraleer je verder gaat:

- ## Instellen parameters en voorbereiding voor de analyses

```

flow_csv_path          <- 'Data/flow_export/'
eerste_debietrij      <- 9 #eerste rij met effectieve debietmetingen in de csv-
brondata

metadatafile          <- 'Data/Metadata.xlsx' #locatie van de metadata
periodekeuzefile      <- 'Data/Periodes.xlsx' #locatie van de file met de
periodeselectie
outputberekeningenfile <- 'Output/Berekeningen.csv' #naam van de file waar de
flowberekeningen      komen
customfunctiefile     <- '00_Functies.R' #naam van de file waar de custom functies
instaan

jaartallen            <- 1970:2017 #range van beschouwde jaren

impute_seed          <- 258 #random seed (voor reproductie resultaten) - indien NA
wordt                dit willekeurig
periodes_keep_criterium <- 'OK' #Hoe worden behouden hydrologische jaren gecodeerd in
de                   periodekeuzefile

#Op welke indices wordt dieper ingegaan (plots na de berekeningen)
bekijk_in_detail      <- c('ma4', 'm17', 'mh23', 'f13',
                           'fh6', 'dl10_min_90_day_var', 'dh13', 'ta1', 'ra9')

#kleurenpalet
kleuren_5             = c('blue', 'green3', 'orange', 'purple', 'red')

#gekozen sites (omdat dit maar een voorbeeld is worden maar enkele sites gebruikt(
alle data            wordt wel ingelezen))
gekozen_sites        <- c('Bilzen/Demer', 'Bree/Abeek', 'Viane/Mark', 'Vlamertinge/Grote
Kemmelbeek')
gekozen_sites        <- NA #als je deze regel niet uitcommentarieert zal voor iedere site de
berekening           gebeuren

```

```
#Bepaalt het standaard gedrag na omzetting naar HTML
#echo = TRUE bepaalt of standaard de code ook getoond moet worden
#eval = TRUE bepaalt of de code geëvalueerd moet worden (indien FALSE wordt deze code
niet gelopen)
#cache = TRUE bepaalt dat de resultaten van de vorige run mogen gebruikt worden ipv
alles opnieuw te berekenen
#message = TRUE bepaalt dat R meldingen niet weergegeven worden
#purl = TRUE bepaalt dat de codechunks meegenomen worden in het R bestand dat via
purl uit deze RMD wordt gegenereerd
knitr::opts_chunk$set(echo = TRUE, eval = TRUE, purl = TRUE, cache = TRUE, message =
FALSE)
```

Vanaf hier moet in principe niets meer geëditeerd worden.

De code om de analyses uit te voeren zie je in de kaders. Deze roepen wel custom functies op, die je kan vinden in de file 00_Functies.R.

```
#optie enkel nodig voor de RMD naar HTML compilatie

if (is.na(gekozen_sites)) save_to_berekeningen_all <- TRUE else
save_to_berekeningen_all <- FALSE

#Laden van benodigde libraries
library(knitr) #data voor RMD functionaliteit (zoals kable, om tabellen in
HTML formaat om te zetten)
library(dplyr) #data wrangling functionaliteit
library(magrittr) #code in piping formaat: statement %>% statement gebruikt in
dplyr package
library(readxl) #inlezen van Excel bestanden
library(tidyr) #data wrangling (omzettingen tussen lang en breed formaat)
library(ggplot2) #grafieken maken
library(lubridate) #flexibiliteit om met datums te werken
library(EflowStats) #het package dat instaat voor de Amerikaanse EFlow berekeningen
library(gridExtra) #maakt het mogelijk om meerdere subfiguren in 1 figuur te
zetten
library(ggrepel) #bevat functie om in de plot de labels niet te laten overlappen
library(imputeTS) #bevat imputatiefuncties (sneller, meer op autocorrelatie
gebaseerd)
library(mice) #bevat imputatiefuncties (traag, maar vooral op variabelen en
midder op autocorrelatie)
library(RColorBrewer) #bevat veel verschillende kleurpaletten voor figuren

#Laden van custom functies die gebruikt worden in de analyse
source('00_Functies.R') #custom functies (moet in juiste directory staan)
```

10.3.2 Datasets

De belangrijkste dataset is deze met de debietsdata, daarnaast heb je nog de meetpunt-metadata, die als belangrijkste variabele het drainagegebied van de rivier specificeert. Tenslotte is er nog de data met de gekozen periodes voor de analyses. Omdat de flowdata de andere datasets gebruikt moet deze als laatste ingelezen worden.

Metadata

De metadata voor ieder meetpunt wordt in de volgende Excel-vorm verwacht (let op, de namen moeten identiek zijn, ook naar spaties en hoofdletters. Extra kolommen zijn toegelaten maar worden niet gebruikt in deze analyse).

- **site_id:** sleutelkolom waaraan de datasets gelinkt worden

////////////////////////////////////

////////////////////////////////////

```
##      $   month_val   :   num      10      10      10      10      10      10      10      10      10      10      10      ...
##      $   day_val     :   num       1       2       3       4       5       6       7       8       9      10      ...
##      $   discharge   :   num      11.8     11.3     12.4      13      12.3      ...
##      $   missing     :   logi      FALSE     FALSE     FALSE     FALSE     FALSE     FALSE     ...
## NULL
```

Basis checks

	aantal_		aan			rang		
site_id	waarneming_e	fractie_	tal_	Drain_	site_	e_	x	y
	n	missend	jar	area	kort	cijfer		
Bertem/Voer	6575	0.0003042	18	2.9194601	Voer	5	165798.14	171154.9
Bilzen/Demer	14610	0.0030801	40	3.1345892	Deme	2	229465.67	176326.7
Bree/Abeek	6940	0.0005764	19	8.0506739	Abee	1	238220.95	208419.2
Etikhove/Molenbeek	9862	0.0015210	27	1.1940868	Maar	2	101312.53	165599.8
Herentals/KleineNete_Nederrij	2556	0.0023474	7	9.6826607	KIN2	1	182983.00	208368.0
Huldenberg/Ijse	1097	0.0000000	3	5.2720155	Ijse	2	164963.76	164295.5
Kortemark/Handzamevaart	6940	0.0144092	19	4.7766671	Hand	4	54948.55	191225.6
Letterhoutem/Molenbeek (Kottenbeek)	2192	0.0018248	6	0.9610615	Kott	5	114083.00	178410.0
Lummen/Mangelbeek	8036	0.0002489	22	1.9910976	Mang	3	207170.00	185594.0
Meerhout/Grote Nete	1826	0.0290252	5	9.7967576	GrNe	1	199827.13	203241.2
Moelingen/Berwijn	8036	0.0153061	22	3.0427764	Berw	1	245321.28	161452.1
Molensede/Zwart Water	9497	0.0029483	26	1.2718370	Zwar	5	202486.00	183638.0
Nederzwalm/Zwalmbeek	14611	0.0067073	40	4.5195679	Zwal	2	102409.99	175196.6
Oorbeek/Grote Gete	13149	0.0019013	36	6.9781478	GrGe	4	187359.90	162725.0
Oostvleteren/Poperingevaart	10226	0.0082144	28	9.7442522	Pope	3	34242.78	181172.4
Opoeteren/Bosbeek	9498	0.0045273	26	24.1092242	Bosb	2	250507.02	200109.9
Overijse/Laan	9131	0.0007666	25	3.1088205	Laan	3	166648.75	162021.5
Retie/Kleine Nete	1827	0.0010947	5	5.1967086	KIN1	1	197751.00	215110.0
Roeselare/Mandel	731	0.0793434	2	4.9955636	Mand	5	59990.25	183372.2
Rummen/Melsterbeek	7670	0.0065189	21	4.1401460	Mels	3	203724.00	176827.0
Sint-Pieters-Leeuw/Zuunbeek	13880	0.0010086	38	5.7806916	Zuun	5	143940.24	165332.5
Viane/Mark	7670	0.0099087	21	8.6346620	Mark	4	116812.58	159217.3
Vlamertinge/Grote Kemmelbeek	10958	0.0015514	30	2.4224465	GrKe	4	41450.34	180353.3
Wellen/Herk	12419	0.0023351	34	18.4800039	Herk	4	216093.25	167316.3
Wilsele/Vunt	731	0.1272230	2	2.1999625	Vunt	5	174350.92	179128.9
Zoutleeuw/Kleine Gete	1461	0.0513347	4	14.5410268	KIGe	3	202014.40	170395.2

Voor iedere site en per jaar kan nu grafisch weergegeven worden hoeveel data er precies niet aanwezig is. Aangezien dit reeds een selectie is, zou het aantal missende waarden goed moeten meevallen en zullen deze allemaal geïmputeerd worden. De missende waarden worden in volgende figuren in het rood aangeduid. De imputatie van deze missende waarden wordt in de set daarna ook in het rood aangegeven.

maar een klein percentage is van het totaal zou de invloed op de meeste indices beperkt moeten zijn. De missing data is in de figuren in het rood aangeduid (behalve in de gevallen waar alles missing is, dan is alles grijs). Let op, deze code uitvoeren kan wel enkele seconden per site duren.

Een ruwe check van de compleetheid per site:

```
#Doorloop de code voor iedere site. Maak telkens een grafiek die toont waar de
missende waarden zich bevinden.
##Als print(p) niet uitgecommentarieerd staat zal dat wel enkele seconden per gebied
duren, maar zal de figuur gewoon bewaard worden en niet getoond worden
for (site in gekozen_sites){
  p <- ggplot(filter(DataFlow, site_id == site),
    aes(x = month_val + day_val/31, y = year_val, color = missing)) +
    geom_point(pch='|') + ggtitle(site) + xlim(1,13) + xlab('dag in het jaar (in
maanden uitgedrukt)') +
    scale_color_manual(values = c('#CCCCC','red')) + ylab('kalenderjaar')
  ggsave(filename = paste0('Output/missing_',gsub('/', '_ ',site), '.png'), plot = p)
  print(p)
}
```

Imputatie van de data

De missende data wordt geïmputeerd via het R package imputeTS meer concreet met de functie *na.interpolation*. Op basis van de rest van de data zal een schatting gemaakt worden wat de missende data zou zijn. Dit proces kan even duren als je alle data samen imputeert.

Let op: imputatie blijft het invullen van missende data op basis van bestaande gegevens, dus het is niet zeker dat de imputatie een goede proxy is van moest de meting wel gebeurd zijn.

```
DataImputed <- impute_flowdata(DataFlow, set_neg_to_zero = TRUE, option = 'stine')

#Toon een plot met de geïmputeerde en echte waarden om te zien of er geen rariteiten
te vinden zijn
for (site in gekozen_sites){
  p <- ggplot(filter(DataImputed, site_id == site),
    aes(x = date, y = discharge, color = missing)) +
    geom_point(pch='.') + ggtitle(site) + ylab('debiet (ft³/s)') + xlab('datum') +
    scale_color_manual(values = c('#AAAAAA','red'))
  ggsave(filename = paste0('Output/imputed_',gsub('/', '_ ',site), '.png'), plot = p)
  print(p)
}
```

10.3.4 Toepassen EFlowStats op basis van het EFlowStats Package

Per site worden de Eflow berekeningen van de United States Geological Survey (USGS) toegepast zoals deze gedefinieerd zijn in pakket **EflowStats** dat te vinden is op github. De functies vereisen een zeer specifiek formaat, namelijk een flow_data met 2 kolommen:

date: in het formaat yyyy-mm-dd en als character variabele

discharge: uitgedrukt in ft³/s

Daarnaast wordt drain_area als een variabele meegegeven, waarbij dit het afstroomgebied in mi² bevat.

Er worden heel wat kleine functies uitgevoerd in die berekeningen, die niet allemaal even stabiel zijn, maar met de veronderstelling dat er genoeg fouten opgevangen worden, zodat de

////////////////////////////////////

berekeningen niet vastlopen. Hierbij moet rekening gehouden worden met een lange rekentijd van ca. 20-60 seconden per gebied.

De statistieken zijn opgedeeld in verschillende categorieën die in de begeleidende handleiding van EflowStats meer in detail zijn uitgewerkt. De analyseroutine zal deze per categorie per site uitrekenen.

Magnificent 7 (Mg7)

MagStat (M)

FlowStat (F)

DurStat (D)

TimStat (T)

RateStat (R)

OtherStat (O)

Als je dit RMD bestand compileert naar html kan je in onderstaande regel `cache = FALSE` vervangen door `cache = TRUE`, dan zal de berekening niet opnieuw gebeuren nadat deze een eerste keer heeft gelopen, want anders is het helemaal niet meer doenbaar om het bestand te compileren als dat telkens een half uur duurt. Let wel op, als je data wijzigt, moet je de cache terug op `FALSE` zetten of de foute data worden gebruikt.

Je kan de analyse ook in delen uitvoeren, dan moet je gewoon de berekeningslus laten lopen voor de gewenste sites, bijvoorbeeld maak de variabele `mySiteNames` aan en loop dan via `for` (site in `mySiteNames`).

//

Berekeningen

[illegible]

```
## Site Bree/Abeek ( 1 of 26 )
## Site: Bree/Abeek ( 6940 observaties ) :
## Drain area (mile2): 8.050674
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Moelingen/Berwijn ( 2 of 26 )
## Site: Moelingen/Berwijn ( 8036 observaties ) :
## Drain area (mile2): 3.042776
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Opoeteren/Bosbeek ( 3 of 26 )
## Site: Opoeteren/Bosbeek ( 9498 observaties ) :
## Drain area (mile2): 24.10922
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Bilzen/Demer ( 4 of 26 )
## Site: Bilzen/Demer ( 14610 observaties ) :
## Drain area (mile2): 3.134589
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Oorbeek/Grote Gete ( 5 of 26 )
## Site: Oorbeek/Grote Gete ( 13149 observaties ) :
## Drain area (mile2): 6.978148
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Vlamertinge/Grote Kemmelbeek ( 6 of 26 )
## Site: Vlamertinge/Grote Kemmelbeek ( 10958 observaties ) :
## Drain area (mile2): 2.422447
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Meerhout/Grote Nete ( 7 of 26 )
## Site: Meerhout/Grote Nete ( 1826 observaties ) :
## Drain area (mile2): 9.796758
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Kortemark/Handzamevaart ( 8 of 26 )
## Site: Kortemark/Handzamevaart ( 6940 observaties ) :
## Drain area (mile2): 4.776667
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Wellen/Herk ( 9 of 26 )
## Site: Wellen/Herk ( 12419 observaties ) :
## Drain area (mile2): 18.48
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Huldenberg/Ijse ( 10 of 26 )
## Site: Huldenberg/Ijse ( 1097 observaties ) :
## Drain area (mile2): 5.272015
## Mg7MFDTRO
## -----
##
## Site Zoutleeuw/Kleine Gete ( 11 of 26 )
```



```

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## ma3_mean_annual_var,ma4,ma5_skew,ma6,ma7,ma8,ma9,ma10,ma11

## Maak een figuur met volgende statistieken:
##
ma12_jan_mean,ma13_feb_mean,ma14_mar_mean,ma15_apr_mean,ma16_may_mean,ma17_june_mean,
ma18_july_mean,ma19_aug_mean,ma20_sep_mean

## Maak een figuur met volgende statistieken:
##
ma21_oct_mean,ma22_nov_mean,ma23_dec_mean,ma24_jan_var,ma25_feb_var,ma26_mar_var,ma27
_apr_var,ma28_may_var,ma29_jun_var

## Maak een figuur met volgende statistieken:
##
ma30_july_var,ma31_aug_var,ma32_sep_var,ma33_oct_var,ma34_nov_var,ma35_dec_var,ma36,m
a37_var_across_months,ma38

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## ma39_monthly_std_dev,ma40_monthly_skewness,ma41,ma42,ma43,ma44,ma45,m11,m12

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## m13,m14,m15,m16,m17,m18,m19,m110,m111

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## m112,m113_min_monthly_var,m114_min_annual_flow,m115,m116,m117,m118,m119,m120

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## m121,m122,mh1,mh2,mh3,mh4,mh5,mh6,mh7
## Warning: Removed 1 rows containing missing values (geom_text_repel).
## Warning: Removed 1 rows containing missing values (geom_text_repel).

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## mh8,mh9,mh10,mh11,mh12,mh13,mh14_med_annual_max,mh15,mh16_high_flow_index

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## mh17,mh18,mh19,mh20,mh21,mh22,mh23,mh24,mh25
## Warning: Removed 5 rows containing missing values (geom_text_repel).
## Warning: Removed 5 rows containing missing values (geom_text_repel).

## Maak een figuur met volgende statistieken:
##
mh26_high_peak_flow,mh27,f11_low_flood_pulse,f12_low_pulse_var,f13,fh1_high_pulse_cou
nt,fh2_high_pulse_var,fh3_high_pulse_count_three,fh4_high_pulse_count_seven

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## fh5,fh6,fh7,fh8,fh9,fh10,fh11,d11_min_daily_flow,d12_min_3_day_avg

## Maak een figuur met volgende statistieken:
##d13,d14_min_30_day_avg,d15_min_90_day_avg,d16_min_flow_var,d17,d18,d19_min_30_day_v
ar,d110_min_90_day_var,d111
# Warning: Removed 1 rows containing missing values (geom_text_repel).

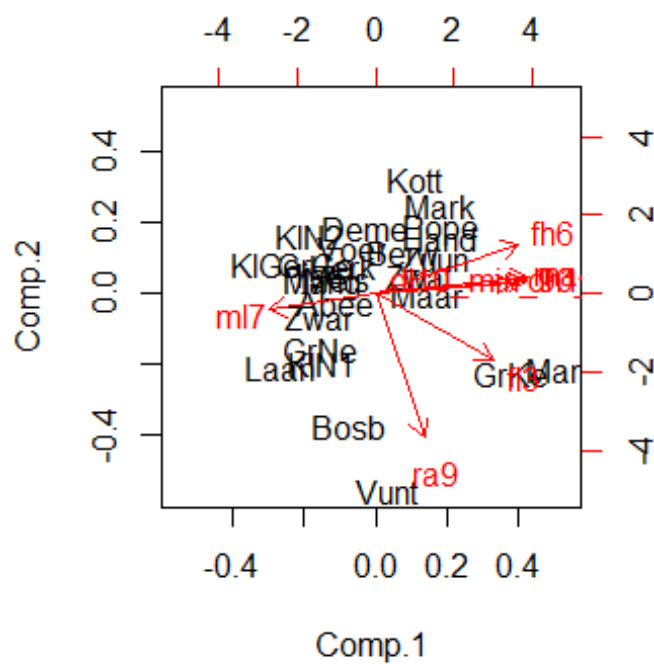
## Warning: removed 1 rows containing missing values (geom_text_repel).

```

//

```
## Maak een figuur met volgende statistieken: ##
t1l_min_flow_julian_day,t1l_min_julian_var,t13,t14,th1_max_flow_julian_day,th2_max_ju
lian_var,th3,ra1_rise_rate,ra2_rise_rate_var

## Maak een figuur met volgende statistieken:
## ra3 fall rate,ra4 fall rate var,ra5,ra6,ra7,ra8,ra9,med_flowObs,cv_flowObs
```



Figuur 40 Resultaten EflowStats – PCA plot met indices ma4, ml7, fl3, fh6, dl10_min_90_day_var, dh13 en ra9 als variabelen.

10.4 HOOGTEVERSCHIL-SCRIPT (VERVAL RIVIEREN)

Deze bijlage bespreekt de berekening van een index die de natuurlijkheid van het rivierverval probeert te bevatten door de gemeten hoogtes in riviersegmenten te vergelijken met de geïnterpoleerde waarden van een natuurlijk verwacht verval van de rivier.

In R worden verschillende bibliotheken gebruikt om tot dit resultaat te komen. Deze kan je vinden in onderstaand codeblok.

```
knitr::opts_chunk$set(echo = TRUE, message = FALSE, warning = FALSE)
library(tidyr) #data manipulaties
library(dplyr) #data manipulaties en R codering via %>%
library(ggplot2) #plots
library(rgdal) #inlezen van en weschrijven naar shapefiles
library(readxl) #inlezen van excel bestanden
```

10.4.1 Data

Shapefile

Er wordt een aangeleverde shapefile gebruikt die de riviersegmenten bevat en een excel-bestand die voor al deze shapefilesegmenten de gemeten en geïnterpoleerde hoogte bevat.

De attribuentabel van de shapefile bevat minstens volgende velden:

simus_stag: hoogtemeting (upstream)

Lenght: lengte van het segment

volg_nr: volgnummer zodat de attributentabel aan de lijnsegmenten kunnen gekoppeld worden

De hoofdletters en de spellingsfout **Lenght** in de shapefile moeten exact overeenkomen met wat hierboven staat, of de R code moet aangepast worden om overeen te komen met de attributennamen.

Excelbestand

Het Excel-bestand bevat gemeten en geïnterpoleerde waarden en deze worden vergeleken met als nadruk de segmenten te vinden waar het verval kleiner is dan het natuurlijk verval. Vervallen die hoger zijn dan natuurlijk zijn meestal te wijten aan 'kunstwerken' (bv. stuwen).

Het is belangrijk dat de tabbladnaam overeen komt met de naam in `sheetName = '...'`. De dataset moet allemaal opeenvolgende segmenten bevatten en minstens volgende kolommen bevatten:

volg_nr: volgnummer van het riviersegment (deze moeten in volgorde staan)

Afstand km: de afstand van dit segment tot het begin van het eerste riviersegment

Lengte segm m: segmentlengte

Int_Hoogte_m: geïnterpolleerde hoogte

De gemeten hoogte zou aanwezig moeten zijn in de attributentabel van de shapefile.

Opmerkingen

Het bestand kan voor verschillende rivieren gerund worden, als ze aan bovenstaande criteria voldoen. Veranderen tussen rivieren kan door de sheetName te wijzigen van 'Bosbeek' naar een andere rivier. Analooq voor de shapefile. De sheetname bepaalt welk excel-tabblad wordt ingelezen, maar wordt ook gebruikt bij de formattering van de figuren zodat voor iedere figuur duidelijk is over welk riviertype dit gaat.

Bij stuwen wordt vaak een hoogte van nul meter gezet. Deze worden weggelaten uit de data bij de verwerking.

```
#BEPALEN RIVIER
sheetName = 'Bosbeek'
shapeName = 'Bosbeek_WGS84.shp'

#INLEZEN SHAPEFILE

#inlezen shape
shapecoords1 <- rgdal::readOGR(dsn = paste0('Data/vervalrivieren/'), shapeName))
str(shapecoords1@data) #toon de structuur van de attributentabel

#extractie attributentabel
shapedata <-
  shapecoords1@data %>%
  mutate(volg_nr = as.numeric(as.character(volg_nr)))

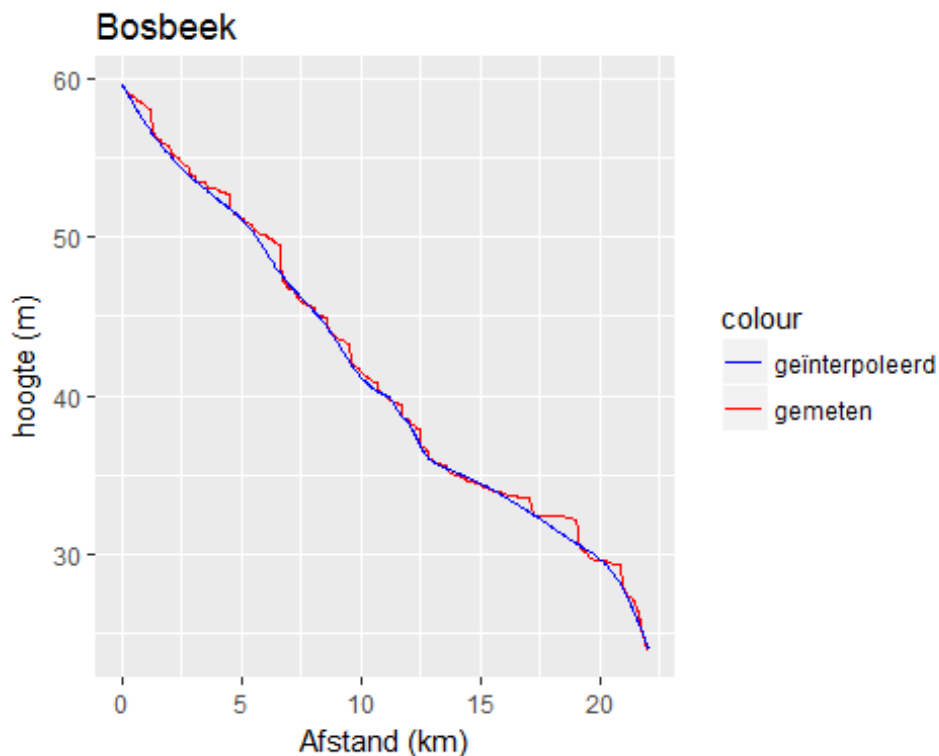
#INLEZEN EXCEL BESTAND MET HOOGTEMETINGEN (+ join met attributentabel shapefile)

hellingOrig <-
  read_excel(path = 'Data/vervalrivieren/Hellingsgraad.xlsx', sheet = sheetName) %>%
  left_join(shapedata, by = c('Volg_nr' = 'volg_nr' ))

#DATA WRANGLING

helling <-
  arrange(hellingOrig, Volg_nr) %>%
  transmute(volg_nr = Volg_nr,
            afstand_km = Afstand_km,
            segmentlengte_m = Lengte_segm_m,
            hoogte_us_interp = Int_Hoogte_m,
            hoogte_us_meas = simus_stag,
            hoogteverschil_interp = hoogte_us_interp - lead(hoogte_us_interp),
            hoogteverschil_meas = hoogte_us_meas - lead(hoogte_us_meas)
            ) %>%
  filter(hoogte_us_meas > 0) #0-waarden als hoogte gaan eruit, is vaak een stuw of
artefact
```

```
#Plot de gemeten en geïnterpolleerde hoogte
ggplot(helling, aes(x = afstand_km, y = hoogte_us_meas)) +
  geom_line(aes(color = 'gemeten')) +
  geom_line(aes(y = hoogte_us_interpol, color = 'geïnterpoleerd')) +
  xlab('Afstand (km)') + ylab('hoogte (m)') + ggtitle(sheetName) +
  scale_color_manual(values = c('blue', 'red'))
```



Figuur 41 Gemodelleerd longitudinaal profiel van het wateroppervlak van de Bosbeek bij een aangenomen basisdebiet (rood profiel) en het geïnterpoleerd profiel (blauw profiel).

```
ggsave(file = paste0("Output/VervalRivieren/"), sheetName, '_rivierverloop.png'), width
= 6, height = 4, dpi = 300)
```

10.4.2 Analyse

Er werd een soort index ontwikkeld per rivier die een maat is voor het natuurlijke verloop. Er werd gekozen om op basis van het hoogteverschil te werken, maar met de beperking dat alle waarden die een steiler verloop aantonen dan verwacht volgens het interpolatiemodel, de indexwaarde 1 te geven.

De gekozen formule:

$$1 - \frac{\max(0, (Hoogteverschil_{model} - Hoogteverschil_{meting}))}{Hoogteverschil_{model}}$$

wat hetzelfde is als :

$$\min(1, \frac{Hoogteverschil_{meting}}{Hoogteverschil_{model}})$$

10.4.3 Berekening verhouding gemeten (gemodelleerde) en verwachte (geïnterpoleerde) waarde

Onderstaande code bevat de implementatie van bovenstaande formule. Verder worden de berekeningen afgerond tot twee decimalen om een mooie waarde voor de score te geven, en worden, de scores arbitrair in vijf categorieën verdeeld van slecht tot zeer goed.

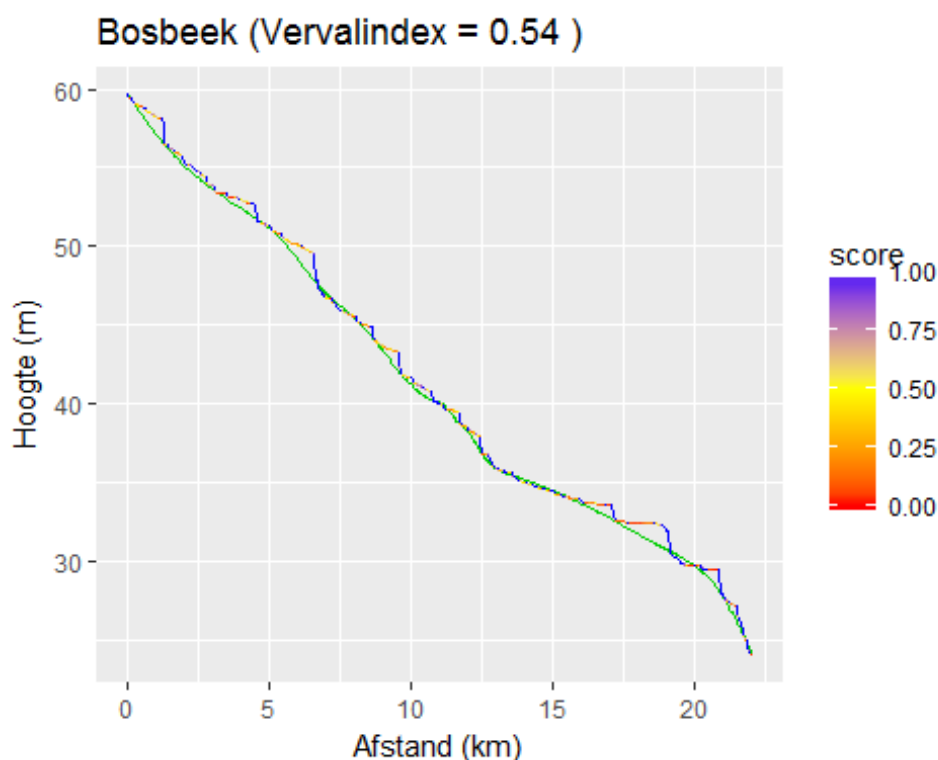
////////////////////////////////////

De index voor rivier Bosbeek bedraagt 0.5418594.

10.4.4 Plot scores

Om te eindigen worden hier de indexwaarden geplot over de hele range van de rivier.

```
ggplot(hellingAna, aes(x = afstand_km, y = hoogte_us_interp)) +  
  geom_line(color = 'green3') +  
  geom_line(aes(y = hoogte_us_meas, color = score)) +  
  scale_color_gradient2( low = 'red', mid = 'yellow', high = 'blue', midpoint = 0.5 )  
+  
  xlab('Afstand (km)') + ylab('Hoogte (m)') +  
  ggtitle(paste(sheetName, '(Vervalindex =', round(sum(hellingAna$AandeelInIndex,  
na.rm = TRUE),2), ')'))
```



Figuur 43 Longitudinaal profiel van de Bosbeek gedetailleerd ingekleurd volgens een scoreberekening die de verhouding van het gemodelleerde (gemeten) en geïnterpoleerde (verwachte) hoogteverschil per lijnsegment weergeeft. Het geïnterpoleerd longitudinaal profiel wordt als een groene lijn getoond. De verhouding is nul als het gemodelleerd (gemeten) lijnsegment geen hoogteverschil heeft en is 1 als het gemodelleerde hoogteverschil of de gemodelleerde helling gelijk is aan (of groter is dan) het geïnterpoleerde hoogteverschil of de geïnterpoleerde helling.

```
ggsave(file = paste0('Output/VervalRivieren/'), sheetName, '_indexverloop.png'), width  
= 6, height = 4, dpi = 300)
```

10.4.5 Shapefile

De indexwaarden kunnen bewaard worden in een shapefile, zodat deze later kunnen geplott worden in een GIS pakket.

```
#Lees de shape opnieuw in (hoeft niet per se) en doe wat datamanipulaties
rivier_shape <- rgdal::readOGR(dsn = paste0('Data/vervalrivieren/', shapeName))

## OGR data source with driver: ESRI Shapefile
## Source: 'Data/vervalrivieren/Bosbeek_WGS84.shp', layer: 'Bosbeek_WGS84'
## with 631 features
## It has 3 fields
## Integer64 fields read as strings: volg_nr

rivier_shape@data$seqnr <- 1:nrow(rivier_shape@data)
rivier_shape@data$volgnr <- as.numeric(rivier_shape@data$volg_nr)

#join de indexwaarden met de attributentabel in de shapefile en sorteer deze op seqnr
#zodat de volgorde identiek blijft als voorheen, zodat de juiste riviersegmenten de
#juiste indexwaarden krijgen

tmp <-
  left_join(rivier_shape@data, hellingAna, by = c('volgnr' = 'volgnr')) %>%
  arrange(seqnr)
rivier_shape@data$afstand <- tmp$afstand_km
rivier_shape@data$hgt_int <- tmp$hoogte_us_interp
rivier_shape@data$score <- tmp$score

# .shp bestand (vergeet het path niet te eindigen met ./)
writeOGR(rivier_shape, dsn = 'Output/VervalRivieren/.', layer = paste0(sheetName,
'Scores_WGS84'),
driver = 'ESRI Shapefile', overwrite_layer =
TRUE)

# .kml bestand (Lukt niet)
writeOGR(rivier_shape, dsn = 'Output/VervalRivieren/.', layer = paste0(sheetName,
'Scores.kml'), driver = 'KML', #dataset_options = c('NameField=volg_nr'),
overwrite_layer = TRUE)
```

10.4.6 Technische handleiding voor het plotten van de scores van methode 3 in QGIS

De berekende indexwaarden worden bewaard in een shapefile, zodat deze kunnen geplott worden in een geografisch informatiesysteem (GIS). Hiervoor gebruiken we het open source pakket QGIS. De technische handleiding hier gegeven.

De laag openen in QGIS kan als volgt:

- Start Nieuw project,
- Kies in het menu Kaartlagen voor laag toevoegen > vectorlaag toevoegen > het shp bestand selecteren,
- Links onderaan (paneel lagen) dubbelklikken op de laag en dan worden de laag-eigenschappen getoond. Helemaal bovenaan dit eigenschappenvenster kies je voor categorieën of gradueel (standaard staat er enkel symbool) en net daaronder kan je dan de kolom kiezen, 'score' in ons geval (dit is de kolom waar de berekende indexwaarden vermeld staan). Als je kiest voor categorieën, moet je in het midden van het venster nog eens expliciet op 'classificeren' drukken. Indien je met 'gradueel' ipv

categorieën werkt dan heb je zelf de flexibiliteit om een goed kleurenschema te vinden, en zelf te kiezen hoeveel categorieën en hoe de verdeling in categorieën moet gebeuren. Niet vergeten op 'Classificeren' te drukken. Daarna kan indien gewenst elke kleur manueel veranderd worden.

- QGIS heeft de functionaliteit 'XYZ Tile Server'. Geef in het browser-paneel een rechtermuisklik op Tile Server en plak daarin de gewenste URL.
 - Google Satellite: <https://mt1.google.com/vt/lyrs=s&x={x}&y={y}&z={z}>
 - OpenStreetMap <http://tile.openstreetmap.org/{z}/{x}/{y}.png>
 - Google Hybrid: <https://mt1.google.com/vt/lyrs=y&x={x}&y={y}&z={z}>
 - Google Satellite: <https://mt1.google.com/vt/lyrs=s&x={x}&y={y}&z={z}>
 - Google Road: <https://mt1.google.com/vt/lyrs=m&x={x}&y={y}&z={z}>