

**Beoordeling van de ecologische en chemische toestand in
natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige
oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de
Europese Kaderrichtlijn Water**

**Achtergronddocument bij de Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en
Maas 2022-2027**

INHOUDSTAFEL

1	Inleiding	13
2	Beoordeling Kaderrichtlijn Water	16
2.1	Beoordeling chemische toestand	16
2.2	Beoordeling ecologische toestand en ecologisch potentieel	16
2.2.1	Typologie	16
2.2.2	Fysisch-chemische kwaliteitselementen	16
2.2.3	Relevante biologische kwaliteitselementen voor natuurlijke waterlichamen	16
2.2.4	Gehanteerde standaarden.....	16
2.2.5	Ecologische kwaliteitscoëfficiënt (EKC)	18
2.2.6	Europese interkalibratie-oefeningen	18
2.2.7	Beoordeling van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen	18
2.2.8	Integratie van de deelbeoordelingen.....	18
3	Afbakening en typologie waterlichamen	22
4	Fytoplankton	25
4.1	Rivieren.....	25
4.1.1	Staalname.....	25
4.1.2	Bewaring.....	25
4.1.3	Determinatie.....	25
4.1.4	Indexberekening.....	25
4.2	Meren.....	26
4.2.1	Staalname.....	26
4.2.2	Bewaring.....	27
4.2.3	Determinatie.....	27
4.2.4	Indexberekening.....	28
4.2.4.1	Deelmaatlat biomassa	28
4.2.4.2	Deelmaatlat soortensamenstelling	29
4.2.4.3	Berekening totale index	29
4.3	Overgangswateren.....	30
4.3.1	Staalname.....	30
4.3.2	Bewaring.....	30
4.3.3	Determinatie.....	30
4.3.4	Indexberekening.....	32
4.3.4.1	Deelmaatlat biomassa	32
4.3.4.2	Deelmaatlat soortensamenstelling	32
4.3.4.3	Berekening totale index	33
5	Fytobenthos.....	35
5.1	Rivieren.....	35
5.1.1	Selectie van trajecten voor fyto­benthos en macrofyten in rivieren	35
5.1.2	Staalname.....	36
5.1.3	Bewaring.....	36
5.1.4	Determinatie.....	37
5.1.5	Indexberekening.....	37
5.1.5.1	Bepalen totale index per traject	38
5.1.5.2	Bepalen totale index per waterlichaam	38
5.2	Meren.....	38
5.2.1	Staalname.....	38
5.2.2	Bewaring.....	38
5.2.3	Determinatie.....	38
5.2.4	Indexberekening.....	39
5.2.4.1	Bepalen totale index per monster.....	39
5.2.4.2	Bepalen totale index per waterlichaam	39
5.3	Overgangswateren.....	39

6 Macrofyten	41
6.1 Rivieren	41
6.1.1 Selectie van trajecten voor fyto­benthos en macrofyten in rivieren	41
6.1.2 Opname	41
6.1.3 Bewaring	42
6.1.4 Determinatie	42
6.1.5 Indexberekening	43
6.1.5.1 Deelmaatlat typespecificiteit (TS)	43
6.1.5.2 Deelmaatlat verstoring (V)	43
6.1.5.3 Deelmaatlat groeivormen (GV)	44
6.1.5.4 Deelmaatlat vegetatieontwik­keling (VO)	45
6.1.5.5 Bepalen totale index per traject	45
6.1.5.6 Bepalen totale index per water­lichaam	46
6.2 Meren	46
6.2.1 Opname	46
6.2.2 Bewaring	47
6.2.3 Determinatie	47
6.2.4 Indexberekening	47
6.2.4.1 Deelmaatlat specificiteit (TS)	47
6.2.4.2 Deelmaatlat verstoring (V)	48
6.2.4.3 Deelmaatlat groeivormen (GV)	48
6.2.4.4 Deelmaatlat vegetatieontwik­keling (VO)	49
6.2.4.5 Berekening totale index	50
6.3 Overgangswateren	50
6.3.1 Opname	50
6.3.2 Bewaring	50
6.3.3 Determinatie	51
6.3.4 Indexberekening	51
6.3.4.1 Deelmaatlat areaal schorren	51
6.3.4.2 Deelmaatlat vegetatie-index per individueel schor	52
6.3.4.3 Deelmaatlat vorm per individueel schor	53
6.3.4.4 Berekening totale index	54
7 Macro-invertebraten	55
7.1 Rivieren	55
7.1.1 Selectie van meetpunten	55
7.1.2 Staalname	55
7.1.3 Bewaring	55
7.1.4 Determinatie	55
7.1.5 Indexberekening	55
7.1.5.1 Deelmaatlat aantal taxa	55
7.1.5.2 Deelmaatlat aantal EPT taxa	55
7.1.5.3 Deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa	56
7.1.5.4 Deelmaatlat Shannon-Wiener Index	56
7.1.5.5 Deelmaatlat Gemiddelde Tolerantiescore (GTS)	56
7.1.5.6 Berekening totale index	56
7.1.5.7 Bepaling index voor het ganse water­lichaam	56
7.1.5.8 Bepaling kwaliteitsklasse	56
7.2 Meren	57
7.2.1 Selectie van de meetpunten	57
7.2.2 Staalname	57
7.2.3 Bewaring	57
7.2.4 Determinatie	57
7.2.5 Indexberekening	57
7.2.5.1 Deelmaatlat aantal taxa	57
7.2.5.2 Deelmaatlat aantal EPT taxa	57
7.2.5.3 Deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa	57

7.2.5.4	Deelmaatlat Shannon-Wiener Index	58
7.2.5.5	Deelmaatlat Gemiddelde Tolerantiescore (GTS).....	58
7.2.5.6	Berekening totale index	58
7.2.5.7	Berekening index voor het ganse waterlichaam	58
7.2.5.8	Bepaling kwaliteitsklasse	58
7.3	Overgangswateren.....	58
7.3.1	Staalname.....	59
7.3.2	Bewaring.....	59
7.3.3	Determinatie.....	59
7.3.4	Indexberekening.....	59
7.3.4.1	Deelmaatlat op habitatniveau	59
7.3.4.2	Deelmaatlat op gemeenschapsniveau.....	60
7.3.4.3	Berekening totale index	61
7.3.4.4	Bepaling kwaliteitsklasse	61
8	Vissen.....	63
8.1	Rivieren.....	63
8.1.1	Staalname.....	63
8.1.2	Bewaring.....	63
8.1.3	Determinatie.....	63
8.1.4	Indexberekening.....	63
8.2	Meren.....	66
8.2.1	Voor de beoordeling van vis in meren wordt de visindex voor stilstaande waters (Belpaire et al., 2000) toegepast. Staalname	66
8.2.2	Bewaring.....	66
8.2.3	Determinatie.....	66
8.2.4	Indexberekening.....	66
8.3	Overgangswateren.....	67
8.3.1	Staalname.....	67
8.3.2	Bewaring.....	67
8.3.3	Determinatie.....	68
8.3.4	Indexberekening.....	68
9	Beoordeling van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen	71
9.1	Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie rivieren (m.u.v. type MLz)	71
9.1.1	Identificeren blijvende drukken	71
9.1.2	Drukken die aanleiding geven tot een verandering in type	71
9.1.3	Drukken die aanleiding geven tot een aangepaste beoordeling	71
9.1.4	Drukken die aanleiding geven tot een ruimtelijk opgesplitste beoordeling	72
9.2	Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie meren.....	74
9.3	Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie overgangswateren of het type MLz.....	75

FIGUREN EN TABELLEN

Figuur 5.1: Beslissingsboom voor het selecteren van trajecten of staalnamepunten (Leyssen et al., 2007). HRL = Habitatrichtlijn; dit wordt hier niet verder besproken	35
Tabel 2.1: Te evalueren biologische kwaliteitselementen per categorie.....	16
Tabel 3.1: Indeling in categorieën en types van waterlichamen in Vlaanderen	22
Tabel 4.1: Streefwaarden voor de schatting van de celdichtheid van koloniale cyanobacteriën Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.	
Tabel 4.2: Gebruikte deelmaatlaten voor fytoplankton in rivieren per type . Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.	
Tabel 4.3: Bovengrenzen voor de deelmaatlat biomassa uitgedrukt als seizoensgemiddelde niet-gecorrigeerde chlorofyl a-gehalte (µg/l) en berekeningsformule voor de deelmaatlatscore voor de verschillende types rivieren	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
Tabel 4.4: Afbakening van de kwaliteitsklassen voor de deelmaatlat relatieve aandeel pennate diatomeeën uitgedrukt als seizoensgemiddelde en overeenkomstig beoordelingscijfer....	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
Tabel 4.5: Afbakening van de kwaliteitsklassen voor de deelmaatlat relatieve aandeel groenalgen uitgedrukt als seizoensgemiddelde en overeenkomstig beoordelingscijfer.....	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
Tabel 4.6: Afbakening van de kwaliteitsklassen voor de deelmaatlat relatieve aandeel cyanobacteriën uitgedrukt als seizoensgemiddelde en overeenkomstig beoordelingscijfer....	Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.
Tabel 4.7: Streefwaarden voor de schatting van de celdichtheid van koloniale cyanobacteriën.....	27
Tabel 4.8: Chlorofyl-a criteria voor een aantal types meren. De waarden voor de grens zeer goed / goed en de grens goed / matig komen voort uit de Europese interkalibratie (EU, 2008) met uitzondering van Bzl.	28
Tabel 4.9: Begrenzing van de verschillende toestandsklassen voor de deelmaatlat soortensamenstelling van het fytoplankton in meren op basis van de relatieve bijdrage van cyanobacteriën uitgedrukt als biomassa (%).....	29
Tabel 4.10: Streefwaarden voor de schatting van de celdichtheid van koloniale cyanobacteriën.....	31
Tabel 4.11: Begrenzing van de verschillende toestandsklassen voor de deelmaatlat biomassa van het fytoplankton in overgangswateren.....	32
Tabel 4.12: Criteria voor de omgevingsvariabelen voor het al dan niet toepassen van het tolerantievenster bij de beoordeling van het chlorofyl a-gehalte in overgangswateren (TN = totale stikstofvracht; TP = totale fosforvracht; DSi = opgelost silicium; Zm = mengdiepte; Zp = fotsische diepte).....	32
Tabel 4.13: Toestandsklassen voor de deelmaatlat soortensamenstelling van het fytoplankton in overgangswateren op basis van de bijdrage van diatomeeën in de totale biomassa	32
Tabel 5.1: Voorgestelde klassengrenzen voor de riviertypen BkK, BgK, Bk, Bg, Rk, Rg en Rzg met bijhorende EKC-waarden. ISD: Impact-sensitieve diatomeeën; IAD: Impact-geassocieerde diatomeeën	37
Tabel 5.2: Voorgestelde klassengrenzen voor de meertypen Cb, Aw, Ami-om, Ami-e en Ai met bijhorende EKC-waarden. ISD: Impact-sensitieve diatomeeën; IAD: Impact-geassocieerde diatomeeën	39
Tabel 6.1: Aangepaste Tansley-schaal voor waterlopen.....	41
Tabel 6.2: Soorten met meerdere groeivormen	41
Tabel 6.3: Bedekkingsschaal om de submerse vegetatieontwikkeling in te schatten (Moss et al., 2003)	42
Tabel 6.4: Klassengrenzen voor de beoordeling van de typespecificiteit (TS) en verstoring (V) voor watervegetatie in waterlopen.....	43
Tabel 6.5: Scoresysteem voor de deelmaatlat groeivormen in stromend water. De indeling in kwaliteitsklassen gebeurt aan de hand van het aantal waargenomen groeivormen	44
Tabel 6.6: Omzetting van de abundantie naar een score voor de submerse vegetatieontwikkeling.....	45
Tabel 6.7: Omzetting van de score voor de vegetatieontwikkeling tot een EKC	45
Tabel 6.8: Vereenvoudigde Tansley-schaal voor meren (Schaminée et al., 1995)	46
Tabel 6.9: Bedekkingsschaal om de submerse vegetatieontwikkeling in te schatten (Moss et al., 2003)	46
Tabel 6.10: Klassengrenzen voor de beoordeling van de typespecificiteit (TS) en verstoring (V) voor oever- en watervegetatie in meren.....	48
Tabel 6.11: Scoresysteem voor de diversiteit aan groeivormen in verschillende typen van meren	49
Tabel 6.12: Omzetting van de abundantie naar een score voor de submerse vegetatieontwikkeling.....	49
Tabel 6.13: Omzetting van de score voor de vegetatieabundantie tot een EKC	50
Tabel 6.14: Afbakening van het maximaal ecologisch potentieel (MEP) en van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht op basis van het areaal schorgebied in hectare per individueel waterlichaam en de afbakening op ecosysteemniveau voor Zeeschelde en aansluitende getijrivieren.....	51

Tabel 6.15: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor het areaal schorren	51
Tabel 6.16: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter vegetatiediversiteit voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren	52
Tabel 6.17: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter soortenrijkdom voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren.....	52
Tabel 6.18: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter FQI voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren	53
Tabel 6.19: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameters vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en de FQI voor de beoordeling van individuele schorren	53
Tabel 6.20: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de deelmaatlat vormindex van individuele schorren.....	53
Tabel 7.1: Klassengrenzen voor de macro-invertebratenindex voor rivieren.....	56
Tabel 7.2: Klassengrenzen voor de macro-invertebratenindex voor meren	58
Tabel 7.3: Klassengrenzen voor het areaal ondiep subtidaal en slik voor de waterlichamen die behoren tot de categorie overgangswateren of het riviertype MLz	59
Tabel 7.4: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor het areaal ondiep subtidaal en slik voor de waterlichamen die behoren tot de categorie overgangswateren of het riviertype MLz	60
Tabel 7.5: Klassengrenzen gebruikt voor een lineaire omschaling van de berekende IOBS en de EKC voor de deelmaatlat op gemeenschapsniveau voor macro-invertebraten in overgangswateren.....	60
Tabel 7.6: Klassengrenzen voor macro-invertebraten in overgangswateren	61
Tabel 8.1: Bepaling metriecken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor waterlopen van het type brasem en barbeel	63
Tabel 8.2: Metriecken en grenswaarden voor waterlopen van het type forel en/of vlagzalm (verhang $\geq 3\%$, rivier breedte ≤ 4.5 m)	65
Tabel 8.3: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden	65
Tabel 8.4: Bepaling metriecken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor stilstaande wateren	66
Tabel 8.5: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden.....	67
Tabel 8.6: Geselecteerde metriecken en grenswaarden (berekend als gemiddelde waarde per fuikdag)	68
Tabel 8.7: Estuariene Biotische Integriteit Index (EBI) scoregrenzen uitgedrukt als Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC), de overeenkomstige integriteitklasse en de kleurcode	68
Tabel 10.1: Ingrepen uit ingreep-effect tabel en de nuttige doelen waarbij deze ingrepen het schrappen van deelmaatlaten toelaten	72

GEBRUIKTE AFKORTINGEN

Ad	Alkalisch duinwater
Ai	Ionenrijk, alkalisch meer
Ami	Matig ionenrijk, alkalisch meer
Awe	Groot, diep, eutroof, alkalisch meer
Awom	Groot, diep, oligotroof tot mesotroof, alkalisch meer
BEQI	Benthic Ecology Quality Index
Bg	Grote beek
BgK	Grote beek Kempen
Bk	Kleine beek
BkK	Kleine beek Kempen
Bs	Sterk brak meer
Bzl	Zeer licht brak meer
Cb	Circumneutraal, sterk gebufferd meer
CFe	Circumneutraal, ijzerrijk meer
Czb	Circumneutraal, zwak gebufferd meer
DIWB	Decreet Integraal Waterbeleid
EBI	Estuariene Biotische Integriteit Index
EFI	European Fish Index
EKC	Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt
FQI	Floristische Kwaliteitsindex
GEP	Goed Ecologisch Potentieel
GET	Goede Ecologische Toestand
GV	Groeivormen
HRL	Habitatrichtlijn
IBI	Index voor Biotische Integriteit
INBO	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
IOBS	Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments
KFK	Kilometerhokfrequentieklasse
KRW	Europese Kaderrichtlijn Water
K1	Mesotidaal zeegat of zeearm (Zwin)
MEP	Matig Ecologisch Potentieel
MMIF	Multimetrische Macro-invertebratenindex Vlaanderen
MLz	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium
O1b	Brak, macrotidaal laaglandestuarium
O1o	Zwak brak (oligohalien), macrotidaal laaglandestuarium
O2zout	Zout, mesotidaal laaglandestuarium

PAR	Photosynthetically Active Radiation
Pb	Brakke polderwaterloop
PISIAD	Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms
Pz	Zoete polderwaterloop
Rk	Kleine rivier
Rg	Grote rivier
Rzg	Zeer grote rivier
TIP	Typspezifischen Indexwertes Potamoplankton
TS	Typespecificiteit
V	Verstoring
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VO	Vegetatieontwikkeling
Zm	Matig zuur meer
Zs	Sterk zuur meer

1 Inleiding

Dit document geeft een overzicht van de beoordelingsmethoden voor de ecologische en chemische toestand voor Vlaamse waterlichamen voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; EU, 2000).

Omdat de meeste voorgestelde biologische systemen multimetrisch zijn en de verschillende rapporten een soms uiteenlopende terminologie hanteren, wordt om redenen van overzichtelijkheid in deze tekst steeds de term “deelmaatlat” gebruikt voor een variabele die een onderdeel vormt van de eindbeoordeling en de term “totale index” voor de totale multimetrische beoordeling (die niet noodzakelijk gelijk is aan de Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC) op waterlichaamniveau). Deze terminologie kan in sommige gevallen dus afwijken van de in de oorspronkelijke teksten gehanteerde benamingen.

Hoofdstuk 0 bespreekt het beoordelingskader van de KRW en de vereisten voor de biologische beoordeling van waterlichamen. In hoofdstuk 0 wordt de in Vlaanderen gehanteerde typologie behandeld. De daarop volgende hoofdstukken (4-8) behandelen de beoordelingsmethoden voor de verschillende biologische kwaliteitselementen voor natuurlijke waterlichamen behorende tot de types rivieren, meren en overgangswateren. Hierbij komen telkens de volgende aspecten van de beoordelingsmethoden aan bod:

- de methode van staalname;
- de bewaringsmethode (indien van toepassing);
- het gebruikte identificatieniveau (indien van toepassing) en eventueel gebruikte determinatiewerken en standaardlijsten;
- de beoordelingsmethode (index) en de berekening van de EKC (indien deze verschilt van de index) en de bijbehorende indeling in kwaliteitsklassen.

Waterlichamen die zijn aangeduid als kunstmatig of sterk veranderd, worden geëvalueerd aan de hand van het maximaal ecologisch potentieel (MEP). De doelstelling voor deze waterlichamen is het behalen van een goed ecologisch potentieel (GEP). Het vastleggen van deze doelstellingen per waterlichaam wordt behandeld in hoofdstuk 9.

2 Beoordeling Kaderrichtlijn Water

De Europese Kaderrichtlijn Water (EU, 2000), van kracht sinds 22 december 2000, heeft als doelstelling voor de natuurlijke oppervlaktewaterlichamen het bereiken van een Goede Ecologische Toestand (GET) en een Goede Chemische Toestand (GCT) tegen eind 2015. Voor het beoordelen hiervan worden onder meer een aantal biologische kwaliteitselementen geëvalueerd. Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen moet in plaats van een Goede Ecologische Toestand, een Goed Ecologisch Potentieel (GEP) behaald worden.

2.1 Beoordeling chemische toestand

De chemische toestand wordt beoordeeld aan de hand van de stoffen waarvoor een Europese norm is vastgesteld (Dochterrichtlijn Prioritaire Stoffen). Voor alle stoffen wordt beoordeeld of ze aan de norm voldoen. Als alle stoffen aan de norm voldoen, dan wordt de chemische toestand beoordeeld als “goed”. Als één of meer stoffen niet aan de norm voldoen, dan wordt de chemische toestand beoordeeld als “niet goed”.

2.2 Beoordeling ecologische toestand en ecologisch potentieel

2.2.1 Typologie

De beoordeling van de biologische en algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen is afhankelijk van het type waartoe het behoort. Een overzicht van de types wordt gegeven in hoofdstuk 3.

2.2.2 Fysisch-chemische kwaliteitselementen

De algemene fysisch-chemische parameters en de specifieke verontreinigende stoffen worden beoordeeld volgens VLAREM II, Bijlage 2.3.1.

De algemene fysisch-chemische parameters worden verder ingedeeld in kwaliteitsklassen volgens de tabellen die opgenomen zijn in de stroomgebiedbeheerplannen. Van deze algemene fysisch-chemische parameters worden er vijf verder in rekening gebracht voor de beoordeling van de ecologische toestand of het ecologisch potentieel, namelijk opgeloste zuurstof, zuurtegraad, geleidbaarheid, totaal stikstof en totaal fosfor. Dit zijn de “gidsparameters”.

Bij de specifieke verontreinigende stoffen blijft de beoordeling beperkt tot een indeling in “goed” of “niet goed”.

2.2.3 Relevante biologische kwaliteitselementen voor natuurlijke waterlichamen

Welke biologische kwaliteitselementen geëvalueerd moeten worden in een natuurlijk waterlichaam, hangt af van de categorie waar het waterlichaam toe behoort, zoals weergegeven in Tabel 2.1.

Tabel 2.1: Te evalueren biologische kwaliteitselementen per categorie

Categorie	Rivier	Meer	Overgangswater
Fytoplankton	+**	+	+
Fytobenthos*	+	+	-
Macrofyten*	+	+	+***
Macro-invertebraten	+	+	+
Vissen	+	+	+

*: fyto­benthos en macrofyten vormen samen één kwaliteitselement, nl. “overige waterflora”

** : fytoplankton wordt bij de rivieren niet apart vermeld als kwaliteitselement maar wordt samen met fyto­benthos en macrofyten tot “waterflora” gerekend

***: macroalgen en angiospermen

2.2.4 Gehanteerde standaarden

De gebruikte methoden voor monsternamen en beoordeling van de biologische kwaliteitselementen worden in detail besproken in hoofdstukken 3-10.

Deze methoden zijn in overeenstemming met de hieronder vermelde internationale normen voor zover zij betrekking hebben op monitoring, of met andere nationale of internationale normen die waarborgen dat wetenschappelijk gelijkwaardige en even vergelijkbare gegevens worden verkregen.

Normen voor de bemonstering van biologische kwaliteitselementen

Generieke methoden voor gebruik met de in de normen vastgestelde specifieke methoden met betrekking tot de volgende biologische kwaliteitselementen:

EN ISO 5667-3:2012 Water — Monsterneming — Deel 3: Conservering en behandeling van watermonsters

Normen voor fytoplankton:

EN 15204:2006 Kwaliteit van water — Richtlijn voor het tellen van fytoplankton met behulp van omgekeerde microscopie (Utermöhl-techniek)

EN 15972:2011 Water — Richtlijn voor kwantitatief en kwalitatief onderzoek van marien fytoplankton
ISO 10260:1992 Water — Meting van biochemische parameters — Spectrometrische bepaling van het chlorofyl-a-gehalte

Normen voor macrofyten en fyto benthos:

EN 15460:2007 Water — Richtlijn voor de inventarisatie van macrofyten in meren

EN 14184:2014 Water — Richtlijn voor de inventarisatie van aquatische macrofyten in stromende wateren

EN 15708:2009 Water — Richtlijn voor de inventarisatie, bemonstering en laboratoriumanalyse van fyto benthos in ondiep snelstromend water

EN 13946:2014 Water — Richtlijn voor de routinematige monsterneming en monstervoorbehandeling van bentische diatomeeën in rivieren en meren

EN 14407:2014 Water — Richtlijn voor de determinatie, telling en interpretatie van monsters van bentische diatomeeën van rivieren en meren

Normen voor bentische invertebraten:

EN ISO 10870:2012 Water — Richtlijn voor de selectie van methoden en hulpmiddelen voor de monsterneming van bentische macro-invertebraten in zoet water

EN 15196:2006 Water — Richtlijn voor bemonstering en behandeling van pupal exuviae van de Chironomidae (orde Diptera) voor ecologische beoordeling

EN 16150:2012 Water — Richtlijn voor de pro rata multi-habitatmonsterneming van bentische macro-invertebraten in ondiep water

EN ISO 19493:2007 Water — Richtlijn voor marien biologisch onderzoek van litorale en sublitorale verharde bodem

EN ISO 16665:2013 Water — Richtlijnen voor kwantitatieve monsterneming en monsterbehandeling van macrofauna in marien zacht substraat

Normen voor vis:

EN 14962:2006 Water — Richtlijn over het toepassingsgebied en keuze van methoden voor monsterneming van vis

EN 14011:2003 Water — Bemonstering van vis met behulp van elektriciteit

EN 15910:2014 Waterkwaliteit — Richtlijn voor de schatting van de visdichtheid met mobiele hydro-akoestische methoden

EN 14757:2005 Waterkwaliteit — Bemonstering van vis met behulp van visnetten met meerdere maasgroottes

Normen voor hydromorfologische parameters:

EN 14614:2004 Water — Richtlijn voor de beoordeling van hydromorfologische kenmerken van rivieren

EN 16039:2011 Water — Richtlijn voor de beoordeling van hydromorfologische kenmerken van meren

Normen voor fysisch-chemische parameters:

Alle relevante CEN/ISO-normen.

2.2.5 Ecologische kwaliteitscoëfficiënt (EKC)

De beoordeling van een biologisch kwaliteitselement wordt uitgedrukt onder de vorm van een Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC), die een waarde tussen nul en één kan aannemen, waarbij één een zeer goede ecologische toestand vertegenwoordigt en nul een zeer slechte ecologische toestand. Dit interval wordt verder opgesplitst in vijf kwaliteitsklassen, namelijk zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht met als respectievelijke kleurcodes blauw, groen, geel, oranje en rood. Voor het behalen van het GET moet minstens de kwaliteitsklasse goed bereikt worden. De EKC en de bijbehorende klassengrenzen verschillen per type waterlichaam en per biologisch kwaliteitselement.

2.2.6 Europese interkalibratie-oefeningen

Voor elk biologisch kwaliteitselement en voor elke waterlichaamcategorie kiezen de lidstaten zelf welk beoordelingssysteem ze gebruiken. Om te verzekeren dat de verschillende beoordelingssystemen onderling vergelijkbaar zijn, werden interkalibratie-oefeningen georganiseerd, gecoördineerd door het Joint Research Centre van de Europese Commissie te Ispra. De resultaten daarvan werden gepubliceerd onder de vorm van een beschikking van de Commissie (EU, 2018) en zijn het voorliggende document verwerkt.

2.2.7 Beoordeling van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen

Waterlichamen die als sterk veranderd of kunstmatig zijn aangeduid, moeten volgens de kaderrichtlijn worden beoordeeld aan de hand van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) en het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). Het GEP is de te bereiken doelstelling. Het vertrekpunt voor het opstellen van het GEP voor een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaam is steeds de doelstelling voor het meest overeenkomstige type natuurlijk waterlichaam. Deze doelstelling wordt vervolgens aangepast in functie van de specifieke drukken op het waterlichaam die niet weggenomen kunnen worden vanwege de ermee geassocieerde nuttige doelen. Deze eventuele aanpassingen zijn tevens afhankelijk van het biologische kwaliteitselement. De integratie van de beoordelingen per kwaliteitselement gebeurt op een analoge wijze als bij de natuurlijke waterlichamen.

De kwaliteitsklassen voor deze waterlichamen worden op een andere manier aangeduid dan bij de natuurlijke waterlichamen. Wanneer minstens het GEP bereikt is, wordt de klasse “goed en hoger” toegekend, de lagere kwaliteitsklassen worden net als bij de natuurlijke waterlichamen opgedeeld in “matig”, “ontoereikend” en “slecht”. Deze vier klassen krijgen respectievelijk de kleurcode groen, geel, oranje en rood, telkens gearceerd met even brede lichtgrijze strepen voor kunstmatige waterlichamen of met even brede donkergrijze strepen voor sterk veranderde waterlichamen.

2.2.8 Integratie van de deelbeoordelingen

De ecologische toestand of het ecologisch potentieel wordt bepaald door integratie van de beoordeling van de biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. De resultaten van de individuele kwaliteitselementen worden samengenomen om de ecologische toestand of het ecologisch potentieel te bepalen volgens het ‘one-out-all-out’ principe.

Belangrijke bemerkingen hierbij:

-De specifiek verontreinigende stoffen en de algemene fysisch-chemische parameters kunnen de ecologische toestand of het ecologisch potentieel niet minder goed dan matig maken;

-Voor het ecologisch potentieel is de best mogelijke klasse “goed en hoger”.

-De resultaten van de hydromorfologische beoordeling hebben voor de ecologische toestand enkel invloed op het onderscheid tussen de klassen “goed” en “zeer goed”. Op de beoordeling van het ecologisch potentieel hebben de resultaten van de hydromorfologische beoordeling geen invloed.

3 Afbakening en typologie waterlichamen

De wijze van afbakening van waterlichamen, met inbegrip van de gebruikte ondergrenzen in lengte en oppervlakte, wordt beschreven in de Stroomgebiedbeheerplannen, hoofdstuk 2.1.2.1.

De natuurlijke waterlichamen worden conform de KRW ingedeeld in vier categorieën, namelijk rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren. De categorie kustwateren komt in het Vlaams Gewest niet voor. Deze categorieën worden vervolgens verder ingedeeld in types (Tabel 3.1). Deze indeling is, behoudens een aantal wijzigingen, gebaseerd op de indeling opgesteld door Jochems et al. (2002). Bij alle categorieën is uitgegaan van systeem B voor het indelen van de types. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gevolgde methodiek bij het uitwerken van deze typologie kan verwezen worden naar Jochems et al. (2002).

De typologie verschilt van de gebruikte typologie in de andere lidstaten en gewesten die gelegen zijn binnen het internationaal stroomgebiedsdistrict van Schelde en/of Maas, met uitzondering van het Brussels Gewest, dat dezelfde typologie hanteert als het Vlaams Gewest. De door de andere lidstaten en gewesten binnen deze internationale stroomgebiedsdistricten gehanteerde beoordelingswijzen zijn echter vergelijkbaar en vereisen dus geen aanpassing van de typologie.

Tabel 3.1: Indeling in categorieën en types van waterlichamen in Vlaanderen

Categorie	Type	Code	
Rivieren	Kleine beek	Bk	
	Kleine beek Kempen	BkK	
	Grote beek	Bg	
	Grote beek Kempen	BgK	
	Kleine rivier	Rk	
	Grote rivier	Rg	
	Zeer grote rivier	Rzg	
	Brakke polderwaterloop	Pb	
	Zoete polderwaterloop	Pz	
	Zoet, mesotidaal laaglandestuarium	MLz	
	Meren	Matig ionenrijk, alkalisch meer	Ami
		Groot, diep, eutroof, alkalisch meer	Awe
		Groot, diep, oligotroof tot mesotroof, alkalisch meer	Awom
Ionenrijk, alkalisch meer		Ai	
Alkalisch duinwater		Ad	
Circumneutraal, sterk gebufferd meer		Cb	
Circumneutraal, zwak gebufferd meer		Czb	
Circumneutraal, ijzerrijk meer		CFe	
Sterk zuur meer		Zs	
Matig zuur meer		Zm	
Zeer licht brak meer		Bzl	
Sterk brak meer		Bs	
Overgangswateren		Zwak brak (oligohalien), macrotidaal laaglandestuarium	O1o
	Brak, macrotidaal laaglandestuarium	O1b	

	Zout, mesotidaal laaglandestuarium	O2zout
--	------------------------------------	--------

Voor een aantal biotische beoordelingssystemen bepalen ook andere kenmerken zoals verhang, bronkenmerken of zuurtegraad mee de aanwezigheid van de gemeenschap. Deze kenmerken kunnen onder de vorm van subtypen meegenomen worden in de beoordelingssystemen.

De gebruikte methode voor aanduiding van de sterk veranderde waterlichamen wordt beschreven in het achtergronddocument "karakterisering oppervlaktewater" horende bij de Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas 2022-2027.

4 Fytoplankton

In dit hoofdstuk wordt de beoordelingsmethode voor fytoplankton beschreven. Voor deze beoordeling zijn zowel gegevens over biomassa als over soortensamenstelling noodzakelijk. Voor rivieren is een beoordelingsmethodiek uitgewerkt die enkel gebaseerd is op metingen van het gehalte chlorofyl a. Deze methode voor rivieren verschilt van de methode die gehanteerd werd voor de eerste generatie stroomgebiedbeheerplannen (namelijk de Duitse methode, beschreven door Mischke, 2008) en maakt dus een vergelijking van resultaten voor fytoplankton in rivieren tussen beide stroomgebiedbeheerplannen moeilijk.

4.1 Rivieren

Voor staalname, bewaring en determinatie van fytoplankton in rivieren wordt uitgegaan van de door Van Wichelen et al. (2005) voorgestelde methode voor overgangswateren. Het nemen van substalen, fixeren en kwantificeren is hierbij identiek als voor meren.

Voor het riviertype MLz wordt verwezen naar hoofdstuk 4.3, met uitzondering van de waterlichamen "Getijdenetes" en "Getijdedijle en -Zenne". Deze twee waterlichamen worden wat fytoplankton betreft eveneens beoordeeld volgens de hieronder beschreven methodiek voor rivieren.

Voor de riviertypes Bk, BkK, Bg, BgK en Rk wordt in principe geen beoordeling op basis van fytoplankton uitgevoerd omdat fytoplankton voor deze types niet relevant is als kwaliteitselement. Deze types zijn wel opgenomen in onderstaande beschrijving.

4.1.1 Staalname

Water, idealiter afkomstig van het midden van de stroom, wordt met behulp van een grote plastic emmer en koord verzameld in een groot recipiënt.

4.1.2 Bewaring

Voor de analyse van chlorofyl a wordt een gekend volume staal (afhankelijk van de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal) gefilterd onder vacuüm over een Whatman GF/F glasvezelfilter (diameter 47 mm, poriëngrootte 0,7 µm), tot wanneer de filter verstopt. Deze filter wordt bewaard bij – 80 °C tot de analyse van chlorofyl a.

4.1.3 Determinatie

Niet van toepassing.

4.1.4 Indexberekening

De berekeningsmethode voor fytoplankton in rivieren is gebaseerd op worst case van de Nederlandse klassengrenzen voor het zomergemiddelde (GM - MO - OS-klassengrenzen van resp. 60, 120 en 240 µg/l voor brakke polderwaterlopen en 23, 46 en 92 µg chl a /l voor andere riviertypes) en een maximumnorm van 200 µg chl a/l.

Er wordt dus gewerkt met twee deelmaatlatten. De EKC voor beide deelmaatlatten wordt berekend door een lineaire herschaling door te voeren van de toetswaarde (zomergemiddelde resp. maximumwaarde chlorofyl a) tussen de klassengrenzen naar een lineaire klassenindeling 0 - 0,2 - 0,4 - 0,6 - 0,8 - 1. De tussenliggende meetwaarden worden dus geïnterpoleerd.

Voor het zomergemiddelde gebeurt de herschaling als volgt:

Toetswaarde (µg/L) (Pb)	Toetswaarde (µg/L) (andere riviertypes)	EKC
>480	>184	0
480	184	0
240	92	0,2 (grens O-S)
120	46	0,4 (grens M-O)
60	23	0,6 (grens G-M)
40	11	0,8 (grens ZG-G)
20	5	1,0

<20	<5	1,0
-----	----	-----

Voor het maximum gebeurt de herschaling als volgt:

Toetswaarde (µg/L) (alle riviertypes)	EKC
>400	0
400	0
300	0,2 (grens O-S)
250	0,4 (grens M-O)
200	0,6 (grens G-M)
100	0,8 (grens ZG-G)
50	1,0
<50	1,0

Als eindoordeel geldt de laagste van beide EKC's met overeenkomstige kwaliteitsklasse.

Berekeningsvoorbeeld:

Een brakke polderwaterloop met zomergemiddelde van 60 en een maximum van 210 krijgt een volgende beoordeling:

Zomergemiddelde: EKC = 0,6 -> goed

Maximum: EKC = $0,6 - 0,2 * [(210 - 200) / (250 - 200)] = 0,56$ -> matig

Eindoordeel: EKC = 0,56 -> matig

4.2 Meren

4.2.1 Staalname

In kleine meren (< 5 ha) wordt met behulp van een boot water verzameld in een groot recipiënt afkomstig van 8 willekeurige plaatsen verspreid over het gehele meer. In grote meren (> 5 ha) worden 16 willekeurige plaatsen bemonsterd.

In ondiepe meren volstaat het om telkens met een 'tube sampler' (een plastic buis van 2 meter lang) een monster van de volledige waterkolom te nemen, waarbij erop wordt gelet dat de bodem en onderwatervegetatie niet wordt geraakt om contaminatie te vermijden. Ook dient men op voldoende afstand van de oever te blijven om contaminatie met typisch litorale soorten te voorkomen.

In diepe meren wordt op elk punt de volledige bovenste circulerende laag (epilimnion) bemonsterd. Van aan de oppervlakte tot aan het metalimnion wordt om de meter, of om de twee meter bij een zeer uitgebreid epilimnion, een staal genomen met behulp van een Niskinflus. De diepte tot waar men dient te bemonsteren, wordt bepaald door het opmeten van een verticaal temperatuur- en/of zuurstofprofiel. Wanneer men geen gegevens heeft over de gemiddelde diepte van het meer, kunnen op zoveel mogelijk plaatsen dieptepeilingen gebeuren tijdens het transport tussen twee punten. Op een centraal gelegen punt (of de plaats waar het meer het diepst is) wordt met behulp van een multimeter de temperatuur, het zuurstofgehalte, de conductiviteit, de zuurtegraad, de secchi-diepte en idealiter ook de diepte (in diepe meren) van de volledige waterkolom opgemeten met een interval van 50 cm. Aan de hand van het diepteprofiel in temperatuur kan de thermocline worden bepaald tot waar men de biota dient te bemonsteren.

Tijdens het transport tussen twee punten, dient men het recipiënt steeds af te sluiten met een deksel. Nadat van alle plaatsen water is verzameld, worden uit het grote recipiënt substalen genomen voor microscopische en pigmentenanalyse. Vooraf dient het water goed omgeroerd te worden om drijvende organismen goed te homogeniseren.

Een 2 L recipiënt wordt volledig gevuld met water en bewaard in een koelbox met koelelementen. Wanneer er veel groot zoöplankton in het staal aanwezig is (voornamelijk in helder water met een uitgebreide macrofytenvegetatie) dient het staal vooraf over gaas met maaswijdte 200 µm te worden gefilterd. Dit beperkt de begrazing van het fytoplankton tijdens het transport naar het laboratorium. Indien ook grote kolonies van blauwwieren aanwezig zijn (*Microcystis*, *Aphanizomenon*, ...) dient men niet te filteren.

De rest wordt gefilterd over een fytoplanktonnet met maaswijdte 10 µm en het concentraat wordt in een 100 ml potje eveneens koel bewaard.

4.2.2 Bewaring

Een substaal van 250 ml voor microscopische analyse wordt gefixeerd met 125 µl alkalische lugol (los 10 g kaliumjodide op in 20 ml gedestilleerd water en voeg 5 g jood toe (oplossing A), los 50 g natriumacetaat op in 50 ml gedestilleerd water (oplossing B), voeg beide oplossingen samen), 6,25 ml met borax gebufferde formaldehyde (35 %) en 250 µl natriumthiosulfaat (5 %) (Sherr & Sherr, 1993). Deze stalen worden op een koele, donkere plaats bewaard.

Voor de analyse van chlorofyl a wordt een gekend volume staal (afhankelijk van de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal) gefilterd onder vacuüm over een Whatman GF/F glasvezelfilter (diameter 47 mm, poriëngrootte 0,7 µm), tot wanneer de filter verstopt. Deze filter wordt bewaard bij – 80 °C tot de analyse van chlorofyl a.

4.2.3 Determinatie

Microscopische analyses worden uitgevoerd volgens de Europese standaard EN 15204:2006 (CEN, 2006). Deze is gebaseerd op de klassieke Utermöhl-methode en tellingen van minstens 400 eenheden. Dit gebeurt met bezinkingscuvetten en een omgekeerde microscoop na kleuring met Bengal Rose B om de herkenning van cellen in detritusrijke stalen te vergemakkelijken (Utermöhl, 1958). Het staal wordt een twintigtal keer op en neer bewogen om een goede homogenisatie te krijgen vooraleer een substaal in de sedimentatiekamer wordt gebracht met behulp van een (buis)pipet. Voor helder water wordt meestal tussen de 10 en 50 ml staal bezonken, voor troebel water tussen 2 en 10 ml. De bezinkingstijd varieert afhankelijk van de hoeveelheid staal tussen 6 uur (5 ml) en 24 uur (50 ml). De organismen worden geteld bij verschillende vergrotingen. Er worden per staal minstens 400 individuen geïdentificeerd tot op soortniveau waar mogelijk (zoniet tot op genusniveau) waarbij kolonies als één individu worden beschouwd. De meest algemene taxa worden geteld bij een vergroting van 400x langs 1 of meer longitudinale transecten of in 50 tot 100 willekeurige velden. Van de dominante fytoplanktontaxa worden minstens 100 individuen geteld en van minder algemene taxa een 25-tal individuen. Grotere organismen worden bij lagere vergroting (100 – 200x) geteld langs longitudinale transecten of in een halve of volledige cuvet. Van kolonies worden ook de individuele cellen geteld of geschat of wanneer dit niet mogelijk is (koloniale cyanobacteriën) een densiteitfactor bepaald. Deze geeft weer hoe dens cellen zijn geaggregeerd in een kolonie (Tabel 4.1) wat belangrijk is voor de omrekening naar biomassa. Indien de cellen ver uiteen liggen en er dus veel open ruimte in de kolonie aanwezig is, ligt de densiteitfactor laag. Filamenten worden als individu geteld. Van elk taxon worden een aantal individuen opgemeten (lengte-breedte). Filamenten worden volledig opgemeten.

Tabel 4.1: Streefwaarden voor de schatting van de celdichtheid van koloniale cyanobacteriën

	Open kolonie	Dense kolonie
Chroococcales	0,05 – 0,07	0,07 – 0,1
<i>Microcystis</i>	0,3 – 0,6	0,6 – 0,8
Gomphosphaeroideae	0,3 – 0,6	0,6 – 0,8

Er worden tevens aparte tellingen uitgevoerd van picocyanobacteriën en van de drijvende cyanobacteriën die bij de gewone Utermöhl-techniek grotendeels gemist worden. Deze gegevens worden toegevoegd aan de densiteiten bepaald via de Utermöhl-techniek.

Het kwantificeren van picocyanobacteriën (grootte: 0,2 - 2 µm) gebeurt met behulp van epifluorescentiemicroscopie. Hiervoor wordt per staal 5 ml water geconcentreerd over een zwarte polycarbonaatfilter (Isopore GTBP, 0,22 µm poriën). Deze filters worden op een draagglasje gebracht en ingebed in fluorescentie-olie (Cargile A), waarna ze vóór de microscopische analyse bewaard worden in de diepvries. Het tellen gebeurt met een epifluorescentiemicroscoop bij een vergroting van 1000x onder groene belichting waardoor de karakteristieke organismen sterk oplichten (autofluorescentie). Volledige velden worden uitgeteld tot er 400 eenheden worden bereikt, of tot een totaal van 20 volledige velden.

Voor het kwantificeren van drijvende cyanobacteriën wordt 1 ml goed gehomogeniseerd staal in een Sedgewick-Rafter telkamer gebracht en na vijf minuten worden alle drijvende organismen (vlak onder het

deglas) in deze telkamer gekwantificeerd. Bij een te hoge dichtheid worden slechts enkele transecten uitgeteld.

Met de gemiddelde afmetingen wordt per soort een biovolume bepaald met behulp van geometrische formules (Tikkanen & Willén, 1992; Hillebrand et al., 1999) van de overeenkomstige best passende vormen (bol, cilinder, ...). Biovolume wordt omgezet in C-biomassa voor elke soort met behulp van volgende formules (Menden-Deuer & Lessard, 2000):

$$\text{pg C (diatomeeën)} = 0,288 * (\text{biovolume } (\mu\text{m}^3))^{0,811}$$

$$\text{pg C (ander fytoplankton)} = 0,216 * (\text{biovolume } (\mu\text{m}^3))^{0,939}$$

De dichtheid bekomt men met volgende formule:

$$\text{Dichtheid (N/ml)} = [(D / C) * B] / A$$

Met: A: volume van het substraat

B: oppervlakte van de cuvet

C: de oppervlakte die men heeft uitgeteld

D: het aantal individuen dat men heeft geteld van elke soort

De biomassa wordt als volgt berekend:

$$\text{Biomassa } (\mu\text{g C/l}) = (\text{pg C/cel} * \text{dichtheid}) / 1000$$

Het chlorofyl a wordt uit de filter geëxtraheerd met aceton (90 %). Vervolgens wordt het gehalte aan chlorofyl a bepaald met spectrofotometer of met HPLC.

4.2.4 Indexberekening

De toestandsbepaling voor fytoplankton in meren gebeurt met behulp van de deelmaatlat biomassa en soortensamenstelling.

4.2.4.1 Deelmaatlat biomassa

De deelmaatlat biomassa is gebaseerd op het gehalte aan chlorofyl a. De gemeten waarde voor deze deelmaatlat wordt omgezet in een EKC door de referentiewaarde te delen door de gemeten waarde. Wanneer het gemeten chlorofyl-gehalte lager is dan de referentiewaarde, dan wordt de EKC gelijk gesteld aan 1.

De klassengrenzen zeer goed / goed en goed / matig voor chlorofyl a zijn vastgelegd in het kader van de interkalibratie-oefeningen (EU, 2008) voor alle types behalve Bzl. Voor dit type Bzl zijn voorlopig de waarden overgenomen van het Nederlandse type M30 (Van der Molen & Pot, 2007). De waarden voor de lagere klassengrenzen zijn voorlopig afgeleid volgens de voorgestelde verdubbeling per kwaliteitsklasse. Al deze klassengrenzen worden weergegeven in Tabel 4.2.

Tabel 4.2: Chlorofyl-a criteria voor een aantal types meren. De waarden voor de grens zeer goed / goed en de grens goed / matig komen voort uit de Europese interkalibratie (EU, 2008) met uitzondering van Bzl.

Type	Awe, Awom	Ai, Ad, Ami	Bzl	Cb, CFe, Czb	Zs, Zm
Klassengrens	Chl_a (µg/L) - zomergemiddelde				
Referentie	3,2	7,4	30	3,1	3,1
Grens zeer goed / goed	5,8	11,7	40	5,4	5,4
Grens goed / matig	10	25	60	10	10
Grens matig / ontoereikend	20	50	120	20	20
Grens ontoereikend / slecht	40	100	240	40	40

4.2.4.2 Deelmaatlat soortensamenstelling

Voor de deelmaatlat soortensamenstelling wordt de relatieve bijdrage van cyanobacteriën uitgedrukt als biomassa (%) gebruikt. De indeling in toestandsklassen hiervan wordt toegepast volgens Tabel 4.3.

Tabel 4.3: Begrenzing van de verschillende toestandsklassen voor de deelmaatlat soortensamenstelling van het fytoplankton in meren op basis van de relatieve bijdrage van cyanobacteriën uitgedrukt als biomassa (%)

Klassengrens	Relatieve bijdrage cyanobacteriën (%) - zomergemiddelde	EKC
Referentie	2,5	1
Grens zeer goed / goed	5	0,5
Grens goed / matig	10	0,25
Grens matig / ontoereikend	25	0,1
Grens ontoereikend / slecht	50	0,05

De gemiddelde relatieve bijdrage van cyanobacteriën wordt aangepast voor die meren die in een zeer goede of goede toestand verkeren wat betreft het chlorofyl a gehalte en die gekenmerkt worden door de aanwezigheid van picocyanobacteriën en/of *Gomphosphaeria*-soorten. Deze taxa dienen niet in rekening te worden gebracht.

De gemeten waarde voor deze deelmaatlat wordt omgezet in een EKC. Deze bekomt men door de referentie (2,5 %) te delen door de gemeten waarde. Wanneer de relatieve bijdrage aan cyanobacteriën lager is dan deze referentiewaarde, dan wordt de EKC gelijk gesteld aan 1.

4.2.4.3 Berekening totale index

De bekomen EKC voor de deelmaatlat soortensamenstelling wordt omgeschaald naar een nieuwe schaalverdeling (EKC_T), waarvan de klassengrenzen overeenkomen met deze voor de deelmaatlat biomassa (berekend op basis van de waarden in Tabel 4.2). Deze omschaling gebeurt door de bekomen EKC-waarde lineair te transformeren tussen de oorspronkelijke klassengrenzen uitgedrukt als EKC naar de nieuwe klassengrenzen uitgedrukt als EKC. Deze transformatie gebeurt via de volgende formule:

$$EKC_T = OG_T + (BG_T - OG_T) * (EKC_{NT} - OG_{NT}) / (BG_{NT} - OG_{NT})$$

Met: BG: bovengrens van de relevante toestandsklasse

OG: ondergrens van de relevante toestandsklasse

T: getransformeerd (lineair)

NT: niet getransformeerd (oorspronkelijk)

Hierbij wordt als ondergrens voor de klasse "slecht" (niet vermeld in Tabel 4.2 en Tabel 4.3) voor beide deelmaatlaten een EKC van 0 gebruikt.

Een oorspronkelijke EKC van bijvoorbeeld 0,4 voor de deelmaatlat soortensamenstelling voor het type Awe zal dus als volgt getransformeerd worden:

$$EKC_T = 3,2/10 + (3,2/5,8 - 3,2/10) * (0,4 - 0,25) / (0,5 - 0,25) = 0,46$$

In het oorspronkelijke systeem beschreven door Van Wichelen et al. (2005) werd de uiteindelijke eindscore bepaald door het gemiddelde te nemen van beide EKC_T 's, behalve wanneer het verschil tussen beide deelmaatlaten meer dan 2 klassen bedraagt; in dat geval was de slechtste score bepalend. Lock et al. (2007) wijzigden dit echter door het 'one out, all out' principe in te voeren voor deze index. De eindscore is dus steeds gelijk aan de slechtste score van beide deelmaatlaten.

Deze eind-EKC met klassengrenzen die overeenstemmen met die van de deelmaatlat biomassa, wordt tot slot getransformeerd naar een lineaire schaal met klassengrens 0,80 voor zeer goed/goed, 0,60 voor goed/matig, 0,40 voor matig/ontoereikend en 0,20 voor ontoereikend/slecht. De wijze van transformatie gebeurt op analoge wijze als hierboven beschreven.

4.3 Overgangswateren

Het riviertype MLz wordt ook in dit hoofdstuk behandeld, samen met de “eigenlijke” overgangswateren, met uitzondering van de waterlichamen “Getijdenetes” en “Getijdedijle en -Zenne”. De waterlichamen “Getijdenetes” en “Getijdedijle en -Zenne” worden beoordeeld volgens het riviertype Rg zoals beschreven in paragraaf 4.1. De brakke zone (type O1b) wordt als een natuurlijke mortaliteitszone beschouwd voor zowel de zoete als de zoute fytoplanktongemeenschap. Voor alle waterlichamen die tot het type O2 behoren wordt fytoplankton eveneens als niet relevant beschouwd. De hieronder beschreven beoordelingsmethode geldt dus enkel voor het waterlichaam “Zeeschelde III + Rupel” (type O1o) en voor de waterlichamen “Zeeschelde I”, “Zeeschelde II” en “Getijdedurme” (type MLz).

Voor overgangswateren werd door Brys et al. (2005) een methode voorgesteld, die grotendeels gebaseerd was op een eerder voorstel van Van Damme et al. (2003). De methode van Brys et al. (2005) werd later verder uitgewerkt door Speybroeck et al. (2008b). De onderdelen staalname, bewaring en determinatie zijn overgenomen uit Van Damme et al. (2003).

Omdat alle Vlaamse overgangswateren en waterlichamen van het type MLz sterk veranderd of kunstmatig zijn, betreft de vooropgestelde methode een beoordeling van het ecologisch potentieel. In wat volgt zal dan ook gewerkt worden met de relevante kwaliteitsklassen voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (zie paragraaf 2.2.7).

4.3.1 Staalname

Het fytoplankton wordt bemonsterd met zogenaamde niet-geconcentreerde, dus niet gefiltreerde stalen. Een oppervlaktestaal wordt genomen in een groot recipiënt waaruit de nodige substalen kunnen genomen worden.

Het is belangrijk dat de monitoring van fytoplankton de optredende bloeiperioden volledig bestrijkt. In de wintermaanden is monitoring van fytoplankton niet essentieel, maar in de periode van maart tot september is een meetfrequentie van minstens tweemaal per maand aangewezen. Maandelijks staalnames tijdens deze periode zijn een absoluut minimum.

4.3.2 Bewaring

Een substaal van 250 ml voor microscopische analyse wordt gefixeerd met 125 µl alkalische lugol (los 10 g kaliumjodide op in 20 ml gedestilleerd water en voeg 5 g jood toe (oplossing A), los 50 g natriumacetaat op in 50 ml gedestilleerd water (oplossing B), voeg beide oplossingen samen), 6,25 ml met borax gebufferde formaldehyde (35 %) en 250 µl natriumthiosulfaat (5 %) (Sherr & Sherr, 1993). Deze stalen worden op een koele, donkere plaats bewaard.

Voor de analyse van chlorofyl a wordt een gekend volume staal (afhankelijk van de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal) gefilterd onder vacuüm over een Whatman GF/F glasvezelfilter (diameter 47 mm, poriëngrootte 0,7 µm), tot wanneer de filter verstopt. Deze filter wordt bewaard bij – 80 °C tot de analyse van chlorofyl a.

4.3.3 Determinatie

Microscopische analyses worden uitgevoerd volgens de Europese standaard EN 15204:2006 (CEN, 2006). Deze is gebaseerd op de klassieke Utermöhl-methode en tellingen van minstens 400 eenheden. Dit gebeurt met bezinkingscuvetten en een omgekeerde microscoop na kleuring met Bengal Rose B om de herkenning van cellen in detritusrijke stalen te vergemakkelijken (Utermöhl, 1958). Het staal wordt een twintigtal keer op en neer bewogen om een goede homogenisatie te krijgen vooraleer een substaal in de sedimentatiekamer wordt gebracht met behulp van een (buis)pipet. Voor helder water wordt meestal tussen de 10 en 50 ml staal bezonken, voor troebel water tussen 2 en 10 ml. De bezinkingstijd varieert afhankelijk van de hoeveelheid staal tussen 6 uur (5 ml) en 24 uur (50 ml). De organismen worden geteld bij verschillende vergrotingen. Er worden per staal minstens 400 individuen geïdentificeerd tot op soortniveau waar mogelijk (zoniet tot op genusniveau) waarbij kolonies als één individu worden beschouwd. De meest algemene taxa worden geteld bij een vergroting van 400x langs 1 of meer longitudinale transecten of in 50 tot 100 willekeurige velden. Van de dominante fytoplankton taxa worden minstens 100 individuen geteld en van minder algemene taxa een 25-tal individuen. Grotere organismen worden bij lagere vergroting (100 – 200x) geteld langs longitudinale transecten of in een halve of volledige cuvet. Van kolonies worden ook de individuele cellen geteld of geschat of wanneer dit niet mogelijk is (koloniale cyanobacteriën) een densiteitfactor bepaald. Deze geeft weer hoe dens cellen zijn

geaggregeerd in een kolonie (Tabel 4.4) wat belangrijk is voor de omrekening naar biomassa. Indien de cellen ver uiteen liggen en er dus veel open ruimte in de kolonie aanwezig is, ligt de densiteitfactor laag. Filamenten worden als individu geteld. Van elk taxon worden een aantal individuen opgemeten (lengte-breedte). Filamenten worden volledig opgemeten.

Tabel 4.4: Streefwaarden voor de schatting van de celdichtheid van koloniale cyanobacteriën

	Open kolonie	Dense kolonie
Chroococcales	0,05 – 0,07	0,07 – 0,1
<i>Microcystis</i>	0,3 – 0,6	0,6 – 0,8
Gomphosphaeroideae	0,3 – 0,6	0,6 – 0,8

Er worden tevens aparte tellingen uitgevoerd van picocyanobacteriën en van de drijvende cyanobacteriën die bij de gewone Utermöhl-techniek grotendeels gemist worden. Deze gegevens worden toegevoegd aan de densiteiten bepaald via de Utermöhl-techniek.

Het kwantificeren van picocyanobacteriën (grootte: 0,2 - 2 µm) gebeurt met behulp van epifluorescentiemicroscopie. Hiervoor wordt per staal 5 ml water geconcentreerd over een zwarte polycarbonaatfilter (Isopore GTBP, 0,22 µm poriën). Deze filters worden op een draagglasje gebracht en ingebed in fluorescentie-olie (Cargile A), waarna ze vóór de microscopische analyse bewaard worden in de diepvries. Het tellen gebeurt met een epifluorescentiemicroscopie bij een vergroting van 1000x onder groene belichting waardoor de karakteristieke organismen sterk oplichten (autofluorescentie). Volledige velden worden uitgeteld tot er 400 eenheden worden bereikt, of tot een totaal van 20 volledige velden.

Voor het kwantificeren van drijvende cyanobacteriën wordt 1 ml goed gehomogeniseerd staal in een Sedgewick-Rafter telkamer gebracht en na vijf minuten worden alle drijvende organismen (vlak onder het dekglas) in deze telkamer gekwantificeerd. Bij een te hoge densiteit worden slechts enkele transecten uitgeteld.

Met de gemiddelde afmetingen wordt per soort een biovolume bepaald met behulp van geometrische formules (Tikkanen & Willén, 1992; Hillebrand et al., 1999) van de overeenkomstige best passende vormen (bol, cilinder, ...). Biovolume wordt omgezet in C-biomassa voor elke soort met behulp van volgende formules (Menden-Deuer & Lessard, 2000):

$$\text{pg C (diatomeeën)} = 0,288 * (\text{biovolume } (\mu\text{m}^3))^{0,811}$$

$$\text{pg C (ander fytoplankton)} = 0,216 * (\text{biovolume } (\mu\text{m}^3))^{0,939}$$

De densiteit bekomt men met volgende formule:

$$\text{Densiteit (N/ml)} = [(D / C) * B] / A$$

Met: A: volume van het substaal

B: oppervlakte van de cuvet

C: de oppervlakte die men heeft uitgeteld

D: het aantal individuen dat men heeft geteld van elke soort

De biomassa wordt als volgt berekend:

$$\text{Biomassa } (\mu\text{g C/l}) = (\text{pg C/cel} * \text{densiteit}) / 1000$$

Het chlorofyl a wordt uit de filter geëxtraheerd met aceton (90 %). Vervolgens wordt het gehalte aan chlorofyl a bepaald met spectrofotometer of met HPLC.

Voor de dominantie van fytoplankton wordt het volgende criterium gebruikt: niet-diatomeeën zijn dominant over diatomeeën indien de biomassa van alle algensoorten samen groter is dan de biomassa van alle soorten diatomeeën samen, en vice versa. Hierbij wordt de biomassa bepaald zoals hierboven weergegeven.

Het lichtklimaat wordt beschreven door de verhouding van de fotische diepte ten opzichte van de mengdiepte. Voor volledig gemengde estuaria, zoals de Schelde, wordt aangenomen dat de mengdiepte gelijk is aan de diepte van het estuarium bij gemiddeld tij. De fotische diepte is bij conventie de diepte tot waar het invallend

licht nog slechts 1% bedraagt van de lichtintensiteit aan het oppervlak. De lichtintensiteit wordt hierbij nader gespecificeerd als de fotosynthetisch actieve straling (Photosynthetically Active Radiation, afgekort: PAR). Meting van PAR kan gebeuren door middel van een quantum sensor.

4.3.4 Indexberekening

De toestandsbepaling voor fytoplankton in overgangswateren gebeurt aan de hand van de deelmaatlaten biomassa en soortensamenstelling.

4.3.4.1 Deelmaatlat biomassa

De toestandsklassen voor de deelmaatlat biomassa zijn gebaseerd op de hoogste gemeten waarde van het gehalte chlorofyl a. Deze zijn samengevat in Tabel 4.5. De grenswaarden zijn afhankelijk van de toestand van de omgevingsvariabelen. Wanneer deze allen goed scoren, wordt een tolerantievenster in acht genomen voor chlorofyl a, de gebruikte criteria zijn dan minder streng. De voorwaarden voor de goede score van de omgevingsvariabelen zijn weergegeven in Tabel 4.6. Wanneer aan alle voorwaarden uit Tabel 4.6 wordt voldaan, dan wordt het tolerantievenster toegepast en gelden dus de criteria uit kolom 4 en 5 van Tabel 4.5. Zoniet gelden de criteria uit kolom 2 en 3. Intermediaire waarden tussen de klassengrenzen krijgen een EKC die evenredig is omgerekend tussen de overeenkomstige grenswaarden voor de relevante klasse. Zo zal een chlorofyl a-gehalte van 200, in het geval dat het tolerantievenster wordt toegepast, resulteren in een EKC van 0,80.

Tabel 4.5: Begrenzing van de verschillende toestandsklassen voor de deelmaatlat biomassa van het fytoplankton in overgangswateren

Chlorofyl a ($\mu\text{g/L}$)	Niet alle omgevingsvariabelen scoren goed (geen tolerantievenster)		Omgevingsvariabelen scoren allen goed (tolerantievenster)	
	Klassengrenzen	EKC	Klassengrenzen	EKC
MEP	<100	1,00	<100	1,00
Goed en hoger	100 - 200	1,00 - 0,60	100 - 300	1,00 - 0,60
Matig	200 - 250	0,60 - 0,40	300 - 350	0,60 - 0,40
Ontoereikend	250 - 300	0,40 - 0,20	350 - 400	0,40 - 0,20
Slecht	>300 of <100	0,00	>400 of <100	0,00

Tabel 4.6: Criteria voor de omgevingsvariabelen voor het al dan niet toepassen van het tolerantievenster bij de beoordeling van het chlorofyl a-gehalte in overgangswateren (TN = totale stikstofvracht; TP = totale fosforvracht; DSi = opgelost silicium; Zm = mengdiepte; Zp = fotische diepte)

Omgevingsvariabele	Voorwaarde voor goede score
Nutriënten	$\text{TN/DSi} \leq 1$ $\text{TP/DSi} \leq 1/16$
Lichtklimaat	$\text{Zm/Zp} < 4$
Uitspoelingstijd	$t_{1/2} > 1 \text{ d}$

4.3.4.2 Deelmaatlat soortensamenstelling

Speybroeck et al. (2008b) gebruiken voor de deelmaatlat soortensamenstelling de dominantie van diatomeeën t.o.v. andere fytoplankton taxa zoals voorgesteld door Van Damme et al. (2003). Voor de klassengrenzen nemen ze de waarden van Van Wichelen et al. (2005) over, zoals weergegeven in Tabel 4.7.

Tabel 4.7: Toestandsklassen voor de deelmaatlat soortensamenstelling van het fytoplankton in overgangswateren op basis van de bijdrage van diatomeeën in de totale biomassa

Klasse	Diatomeeën (%) in totale biomassa	EKC
--------	-----------------------------------	-----

MEP	>75	1,00
Goed en hoger	55 - 75	0,60 - 1,00
Matig	45 - 55	0,40 - 0,60
Ontoereikend	25 - 45	0,20 - 0,40
Slecht	0 - 25	0,00 - 0,20

4.3.4.3 Berekening totale index

Voor de totale beoordeling wordt het 'one out, all out'-principe toegepast. De slechtste score van beide deelmaatlaten is dus steeds bepalend. Om de ruis die veroorzaakt wordt door klimaatschommelingen te onderscheiden van de werkelijke lange termijn evolutie wordt gewerkt met glijdende gemiddelden over de voorbije vijf groeiseizoenen.

5 Fytobenthos

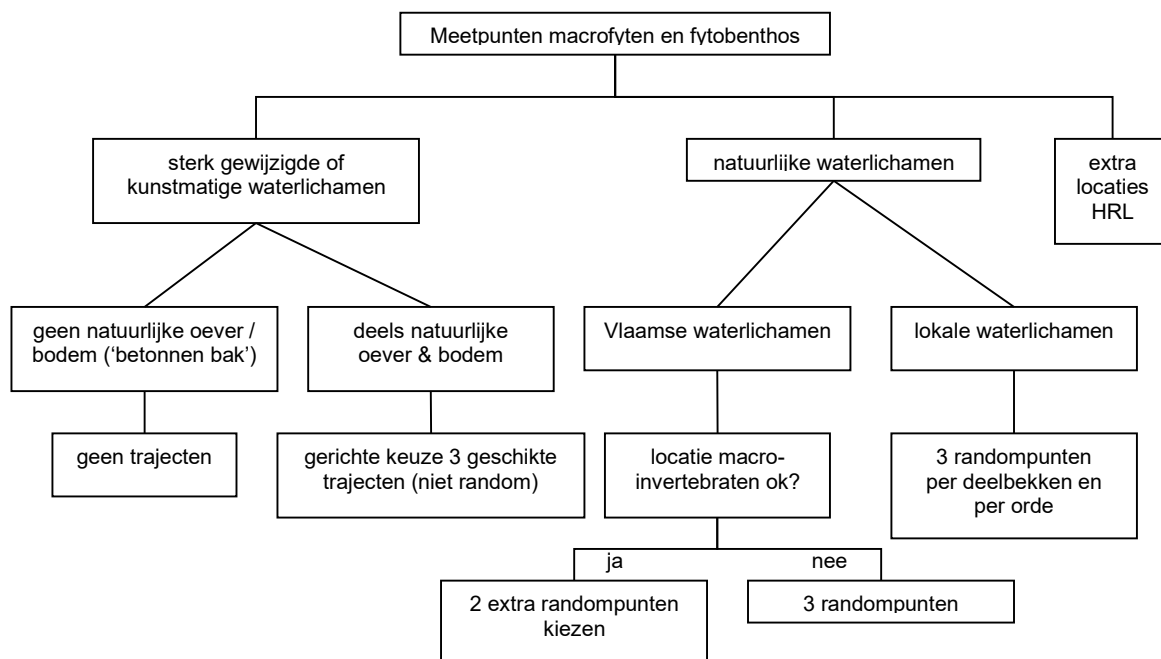
Fytobenthos moet beoordeeld worden in waterlichamen behorende tot de categorieën rivieren en meren. Voor de kwaliteitsbeoordeling op basis van fyto­benthos wordt in de praktijk gebruik gemaakt van de diatomeeën. De diatomeeën vormen vaak de meest abundante en diverse groep binnen het fyto­benthos (Kelly et al., 2008), ze staan bekend als een goede indicator voor waterkwaliteit en ook in de meeste andere lidstaten worden de diatomeeën voor dit kwaliteitselement gebruikt. Kelly et al. (2008) toonden in elk geval voor meren reeds aan dat diatomeeën als indicator een betrouwbare vertegenwoordiger zijn voor de ganse fyto­benthosgemeenschap. Voor rivieren en meren in Vlaanderen werd de PISIAD-index (Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms) ontwikkeld door Hendrickx en Denys (2005) en later verder aangevuld voor een aantal types.

5.1 Rivieren

Voor de waterlopen wordt de PISIAD-index (Hendrickx & Denys, 2005) toegepast. De selectie van meetpunten en de staalname­methode werd door Leyssen et al. (2007) verder uitgewerkt. Voor het riviertype MLz wordt geen beoordeling op basis van fyto­benthos uitgevoerd. Voor het type Pb wordt fyto­benthos als niet relevant beschouwd.

5.1.1 Selectie van trajecten voor fyto­benthos en macrofyten in rivieren

Voor fyto­benthos en macrofyten worden drie staalname­punten of trajecten gekozen per waterlichaam volgens de beslissingsboom weergegeven in Figuur 5.1.



Figuur 5.1: Beslissingsboom voor het selecteren van trajecten of staalname­punten (Leyssen et al., 2007). HRL = Habitatrictlijn; dit wordt hier niet verder besproken

Wanneer in het veld blijkt dat het traject te sterk beschaduwd is, de bedding pas geruimd is of... wordt een alternatief traject gekozen. Bij Vlaamse waterlichamen kiest men dit tot één kilometer stroomop- of stroomafwaarts, bij lokale waterlichamen tot 500 meter stroomop- of stroomafwaarts.

Oeverversteving mag geen criterium zijn om een ander traject te kiezen; de aanwezigheid hiervan wordt op het veldformulier aangegeven.

Voor macrofyten wordt met trajecten gewerkt, voor fyto­benthos met staalname­punten. Het begin- en/of eindpunt van een traject is best niet gesitueerd in de directe nabijheid van een brug (o.w.v. stromingseffecten);

maar minstens op 10 meter afstand ervan. Voor fyto-benthos is bemonstering van stenen of brugpijlers aangewezen (zie verder). Indien mogelijk wordt het fyto-benthos-punt telkens gekozen binnen het traject waar macrofyten worden geïnventariseerd.

5.1.2 Staalname

De volgorde van voorkeur voor het te bemonsteren substraat is:

- 1) stenen;
- 2) vaste kunstmatige structuren, niet in hout, metaal of kunststof (bijvoorbeeld brugpijlers);
- 3) levend riet;
- 4) andere gelijkaardige, levende helofyten (monocotylen zoals lisdodde (*Typha*), bies (*Scirpus*), rus (*Juncus*),...);
- 5) artificiële substraten;
- 6) vaste structuren in kunststof die reeds meerdere jaren aanwezig zijn (bijvoorbeeld steiger).

Vijf verschillende stenen worden bemonsterd die gespreid zijn gevonden over het traject. Deze stenen worden uit het water gehaald en worden aan de stroomzijde (stroomopwaartse zijde) bemonsterd. Met een (zak)mes of geslepen lepel wordt het aangroei van de stenen verwijderd en bewaard in een recipiënt (60 – 100 ml) met brede schroefdop en extra sluitingsdop. Het staal wordt gefixeerd met een kleine hoeveelheid gedenatureerde ethanol. Noteer code en datum op deksel en op recipiënt (Leyssen et al., 2007) alsook een vermelding van het gebruikte type substraat.

Het is belangrijk dat er bij de staalname op gelet wordt dat er geen aangroei met slib wordt bemonsterd. Stenen die bijna volledig in het slib zitten komen niet in aanmerking. Het bemonsteren van stenen aan de luwe zijde (stroomafwaartse zijde) moet worden vermeden. De bemonsterde stenen moeten permanent onder water zitten. Let er op dat het recipiënt niet volledig gevuld is met water en gedenatureerde ethanol. Na de bemonstering kan men best het aangroei laten bezinken. Daarna kan men het overtollige water afgieten. In de meeste gevallen is één centimeter water/gedenatureerde ethanol reeds voldoende (Leyssen et al., 2007).

Soms zullen geen (geschikte) stenen in het traject aanwezig zijn. In dit geval kan geopteerd worden om de brugpijler te bemonsteren. Dit gebeurt op dezelfde manier als bij stenen, alleen zal dit onder water moeten uitgevoerd worden. Bemonster enkel de buitenste verticale gedeelten van de brugpijler omdat deze het meest belicht worden. Zorg ervoor dat je een zone bemonstert waarvan men zeker is dat ze steeds onder de waterspiegel gelegen is. Enkel zones die de laatste 1,5 maand niet zijn drooggevallen, komen in aanmerking voor bemonstering. Bij twijfel dient dit genoteerd te worden op het veldformulier (Leyssen et al., 2007).

Indien geen stenen of brugpijler aanwezig zijn, kan men overgaan tot het bemonsteren van levende rietstengels. Deze worden met een schaar afgeknipt. Verzamel enkel de zone ongeveer 10 cm onder de waterspiegel. Zorg dat je 5 verschillende stengels kan bemonsteren (Leyssen et al., 2007). Ook deze worden in een gelijkaardig recipiënt bewaard en gefixeerd met gedenatureerde ethanol.

Bij artificiële substraten wordt bij voorkeur gekozen voor permanente, vandalismebestendige, constructies uit inert materiaal waarop een biofilm zich gedurende het hele jaar rond ongestoord kan ontwikkelen. In veruit de meeste gevallen zullen echter al bruikbare constructies in het waterlichaam aanwezig zijn. Substraten waarop zich 'jongere' gemeenschappen bevinden zijn mogelijk wel gevoeliger voor verstoringen in het bekken die een toename van 'drift' in de hand werken (erosie en zwevende stoflast; Kutka & Richards, 1996) (Hendrickx & Denys, 2005).

Bemonster in geen geval constructies uit hout (Leyssen et al., 2007) of metaal.

5.1.3 Bewaring

Het organisch materiaal en de celinhoud worden verwijderd door de monsters te behandelen met waterstofperoxide (30 %) bij een temperatuur van 50 à 60 °C. Na afkoeling wordt de eindreactie gekatalyseerd door toevoeging van enkele druppels van een verzadigde, waterige KMnO_4 -oplossing. Mangaanverbindingen en eventuele carbonaten worden opgelost door toevoeging van enkele druppels HCl. Vervolgens wordt 10 minuten gecentrifugeerd bij 3000 rpm. Het supernatans wordt gedecanteerd en de neerslag gespoeld met gedestilleerd water. De laatste twee stappen worden driemaal herhaald en het gereinigde materiaal wordt

bewaard in gedestilleerd water. Als alternatief voor het snelle centrifugeren, waarbij schaaltes beschadigd kunnen worden, kan herhaald bezinken in proefbuizen gedurende minstens 48 u toegepast worden. Na opschudden van het residu worden enkele druppels gesuspenderd materiaal op een ontvet dekglasje (24 x 40 mm) gepipetteerd, gelijkmatig verdeeld en langzaam gedroogd door indampen. Vervolgens worden permanente preparaten aangemaakt met het insluitmiddel Naphrax.

5.1.4 Determinatie

De preparaten worden onderzocht bij een vergroting van ongeveer 1000x met een microscoop met interferentie-optiek. Exact 500 schaalhelften worden geteld langs random gekozen transecten. Hendrickx & Denys (2005) citeren de volgende determinatiewerken: Cleve-Euler (1968), Germain (1981), Hustedt (1961-1966), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), Krammer (1992, 1997a, 1997b, 2000, 2002), Lange-Bertalot (1993, 2001), Lange-Bertalot & Moser (1994), Reichardt (1997, 1999), Lange-Bertalot & Metzeltin (1996). Gangbare procedures worden meer gedetailleerd beschreven in EN 14407 (CEN, 2004) en in het Enumeration protocol van het Britse DARES-project (DARES Consortium, 2004).

Een basislijst wordt gegeven in Bijlage 2 van Hendrickx & Denys (2005) voor de waterlooptypen Bk, BkK en BgK.

5.1.5 Indexberekening

Eerst wordt de totale procentuele abundantie van impact-sensitieve en van impact-geassocieerde indicatoren berekend. In Bijlage 2 van Hendrickx & Denys (2005) wordt voor de waterlooptypen Bk, BkK en BgK voor elke soort aangegeven of het al dan niet een impact-sensitieve of een impact-geassocieerde indicator is. Voor de types bronbeek – zuur, bronbeek – kalkrijk, Bg, Rk, Rg en Rzg zijn deze indicatoraanduidingen intussen ook opgesteld door Luc Denys van INBO (Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek) en ter beschikking gesteld van VMM (Vlaamse Milieumaatschappij). Voor de types Pzoet, Pzilt en Pzout wordt een concept voor de positieve indicatoren gegeven in Bijlage 1 van Leyssen et al. (2006). Een lijst van de negatieve indicatoren ontbreekt voor deze types polderwaterlopen nog.

De berekening van de EKC gebeurt dan met volgende vergelijkingen:

Als de procentuele abundantie aan impact-geassocieerde indicatoren > drempelwaarde goed/matig:

$$EKC = EKC_a + 0,2 * [(x-a)/(b-a)]$$

Als de procentuele abundantie aan impact-geassocieerde indicatoren < drempelwaarde goed/matig:

$$EKC = EKC_a + 0,2 * [(y-a)/(b-a)]$$

Met: x: procentuele abundantie impact-geassocieerde indicatoren;

y: procentuele abundantie impact-sensitieve indicatoren;

a: onderste klassengrens;

b: bovenste klassengrens;

0,2: de breedte van de EKC-klasse.

Voor de waterlooptypen Bk, BkK, Bg, BgK, Rk, Rg en Rzg worden de klassengrenzen en hun bijhorende EKC-waarden getoond in Tabel 5.1 (Hendrickx en Denys, 2005; Denys, 2006).

Tabel 5.1: Voorgestelde klassengrenzen voor de riviertypen BkK, BgK, Bk, Bg, Rk, Rg en Rzg met bijhorende EKC-waarden. ISD: Impact-sensitieve diatomeeën; IAD: Impact-geassocieerde diatomeeën

EKC	Klassengrens	BkK, BgK	Bk	Bg	Rk	Rg, Rzg	Pz
	Referentie	75 % ISD	50 % ISD	55 % ISD	65 % ISD	70 % ISD	80 % ISD
0,8	Zeer goed / goed	50 % ISD	30 % ISD	25 % ISD	40 % ISD	45 % ISD	60 % ISD
0,6	Goed / matig	20 % IAD	20 % IAD	20 % IAD	20 % IAD	20 % IAD	25 % IAD
0,4	Matig / ontoereikend	45 % IAD	45 % IAD	45 % IAD	45 % IAD	45 % IAD	50 % IAD
0,2	Ontoereikend / slecht	75 % IAD	75 % IAD	75 % IAD	75 % IAD	75 % IAD	75 % IAD

5.1.5.1 Bepalen totale index per traject

De index voor één traject wordt bepaald op basis van één staal en berekend zoals hierboven beschreven.

5.1.5.2 Bepalen totale index per waterlichaam

Over een gans waterlichaam worden drie trajecten bemonsterd. De percentages IAD en ISD worden berekend voor alle trajecten samen. Op basis van deze percentages wordt vervolgens de EKC berekend voor het ganse waterlichaam.

5.2 Meren

Voor de meren werd de PISIAD-index (Hendrickx & Denys, 2005) concreet uitgewerkt met indicatorwaarden (zie verder) voor de types Cb, Awom, Awe, Ami en Ai. Om dit systeem toe te kunnen passen voor alle Vlaamse types meren, moet deze invulling nog verder gebeuren voor de overige types, namelijk Ad, Czb, CFe, Zs, Zm, Bzl en Bs. Wat de staalname betreft werden nog een aantal wijzigingen doorgevoerd door Lock et al. (2007).

5.2.1 Staalname

De volgorde van voorkeur voor het te bemonsteren substraat is:

- 1) levend riet;
- 2) andere gelijkaardige, levende helofyten (monocotylen zoals lisdodde (*Typha*), bies (*Scirpus*), rus (*Juncus*),...);
- 3) stenen;
- 4) artificiële substraten.

Naargelang de verschillen in vegetatie, waterbodem en structuur worden riet, of morfologisch vergelijkbare plantensoorten, dan wel stenen of vergelijkbare harde substraten, aan de zijde van het open water bemonsterd op 9 plaatsen langs de oever verspreid over het ganse meer. Op elke plaats wordt een mengmonster van het epifyton samengesteld op basis van ca. 10 stengels of stenen, die op een diepte van 20-30 cm worden bemonsterd (Hendrickx & Denys, 2005; Lock et al., 2007).

5.2.2 Bewaring

Het organisch materiaal en de celinhoud worden verwijderd door de monsters te behandelen met waterstofperoxide (30 %) bij een temperatuur van 50 à 60 °C. Na afkoeling wordt de eindreactie gekatalyseerd door toevoeging van enkele druppels van een verzadigde, waterige KMnO_4 -oplossing. Mangaanverbindingen en eventuele carbonaten worden opgelost door toevoeging van enkele druppels HCl. Vervolgens wordt 10 minuten gecentrifugeerd bij 3000 rpm. Het supernatans wordt gedecanteerd en de neerslag gespoeld met gedestilleerd water. De laatste twee stappen worden driemaal herhaald en het gereinigde materiaal wordt bewaard in gedestilleerd water. Als alternatief voor het snelle centrifugeren, waarbij schaaltes beschadigd kunnen worden, kan herhaald bezinken in proefbuizen gedurende minstens 48 u toegepast worden. Na opschudden van het residu worden enkele druppels gesuspendeerd materiaal op een ontvet dekglasje (24 x 40 mm) gepipetteerd, gelijkmatig verdeeld en langzaam gedroogd door indampen. Vervolgens worden permanente preparaten aangemaakt met het insluitmiddel Naphrax.

5.2.3 Determinatie

De preparaten worden onderzocht bij een vergroting van ongeveer 1000x met een microscoop met interferentie-optiek. Exact 500 schaalhelften worden geteld langs random gekozen transecten. Hendrickx & Denys (2005) citeren de volgende determinatiewerken: Cleve-Euler (1968), Germain (1981), Hustedt (1961-1966), Krammer & Lange-Bertalot (1986-1991), Krammer (1992, 1997a, 1997b, 2000, 2002), Lange-Bertalot (1993, 2001), Lange-Bertalot & Moser (1994), Reichardt (1997, 1999), Lange-Bertalot & Metzeltin (1996). Gangbare procedures worden meer gedetailleerd beschreven in EN 14407 (CEN, 2004) en in het Enumeration protocol van het Britse DARES-project (DARES Consortium, 2004).

Een basislijst wordt gegeven in Bijlage 1 van Hendrickx & Denys (2005) voor de meertypen Cb, Awom, Awe, Ami en Ai.

5.2.4 Indexberekening

Eerst wordt de totale procentuele abundantie van impact-sensitieve en van impact-geassocieerde indicatoren berekend. In Bijlage 1 van Hendrickx & Denys (2005) wordt voor de meertypen Cb, Awom, Awe, Ami en Ai voor elke soort aangegeven of het al dan niet een impact-sensitieve of een impact-geassocieerde indicator is.

De berekening van de EKC gebeurt dan met volgende vergelijkingen:

Als de procentuele abundantie aan impact-geassocieerde indicatoren > drempelwaarde goed/matig:

$$EKC = EKC_a + 0,2 * [(x-a)/(b-a)]$$

Als de procentuele abundantie aan impact-geassocieerde indicatoren < drempelwaarde goed/matig:

$$EKC = EKC_a + 0,2 * [(y-a)/(b-a)]$$

Met: x: procentuele abundantie impact-geassocieerde indicatoren;

y: procentuele abundantie impact-sensitieve indicatoren;

a: onderste klassengrens;

b: bovenste klassengrens;

0,2: de breedte van de EKC-klasse.

Voor de meertypen circumneutraal gebufferd meer (Cb), groot, diep, eutroof, alkalisch meer (Awe), groot, diep, oligotroof tot mesotroof, alkalisch meer (Awom), matig ionenrijk, alkalisch meer (Ami, verder opgesplitst in een oligotroof tot mesotroof subtype Ami-om en een eutroof subtype Ami-e), en alkalisch ionenrijk meer (Ai) worden de klassengrenzen en hun bijhorende EKC-waarden getoond in Tabel 5.2 (Hendrickx en Denys, 2005).

Tabel 5.2: Voorgestelde klassengrenzen voor de meertypen Cb, Aw, Ami-om, Ami-e en Ai met bijhorende EKC-waarden. ISD: Impact-sensitieve diatomeeën; IAD: Impact-geassocieerde diatomeeën

EKC	Klassengrens	Cb	Awe, Awom	Ami-om	Ami-e	Ai
	Referentie	85 % ISD	70 % ISD	80 % ISD	70 % ISD	80 % ISD
0,8	Zeer goed / goed	70 % ISD	40 % ISD	60 % ISD	40 % ISD	60 % ISD
0,6	Goed / matig	25 % IAD	20 % IAD	10 % IAD	25 % IAD	25 % IAD
0,4	Matig / ontoereikend	50 % IAD	45 % IAD	40 % IAD	50 % IAD	50 % IAD
0,2	Ontoereikend / slecht	75 % IAD	75 % IAD	70 % IAD	75 % IAD	75 % IAD

5.2.4.1 Bepalen totale index per monster

De index voor één monster wordt bepaald op basis van één staal en berekend zoals hierboven beschreven.

5.2.4.2 Bepalen totale index per waterlichaam

Initieel worden 3 monsters geselecteerd op basis van ruimtelijke spreiding en eventuele kwaliteitsverschillen die door vegetatie en/of morfologie worden gesuggereerd. Indien de standaardafwijking van de EKC tussen deze monsters meer dan 0,2 EKC-eenheden bedraagt, worden bijkomende, willekeurig uit de overige gekozen, monsters geanalyseerd tot een standaardafwijking van minder dan 0,2 op de gemiddelde EKC-waarde wordt bekomen of totdat alle 9 monsters geteld zijn. De gemiddelde waarde geldt dan als EKC voor het waterlichaam (Hendrickx & Denys, 2005; Lock et al., 2007).

5.3 Overgangswateren

Voor overgangswateren is het kwaliteitselement fyto-benthos niet van toepassing (zie paragraaf 2.2.3).

6 Macrofyten

6.1 Rivieren

Voor het riviertype MLz wordt verwezen naar hoofdstuk 6.3.

6.1.1 Selectie van trajecten voor fyto­benthos en macrofyten in rivieren

Voor de selectie van trajecten kan verwezen worden naar paragraaf 5.1.1.

6.1.2 Opname

Voor elke locatie wordt een formulier met ‘omgevingskenmerken’ ingevuld, tevens worden best enkele foto’s van het traject genomen. De oorspronkelijke veldfiche waarop de soorten worden genoteerd is te vinden in Leyssen et al. (2007). Deze veldfiche wordt regelmatig geactualiseerd door VMM om ze beter aan te passen aan de behoeften van het meetnet.

Bij het veldwerk wordt een opname gemaakt van een traject van 100 m. Bij de opname wordt enkel de watervegetatie volledig opgelijst; voor de oevervegetatie worden enkel de kenmerkende soorten aangegeven. Tot de watervegetatie worden de planten gerekend die in het water of de waterbodem wortelen.

Voor de opname van de watervegetatie worden voor het volledige traject de aanwezige soorten genoteerd, samen met hun bedekkingsgraad volgens een aangepaste Tansley-schaal (Tabel 6.1). Deze Tansley-codes worden omgezet in een abundantieklasse (Ab_i) voor de berekening van de typespecificiteits- en verstoringsindex (zie verder). De overeenkomstige abundantieklasse wordt weergegeven in kolom 2.

Tabel 6.1: Aangepaste Tansley-schaal voor waterlopen

Code	Ab _i	Aangepaste Tansley-schaal	Omschrijving
1	1	Zelden	Zeldzaam; minder dan 3 exemplaren
2	1	Occasioneel	Occasioneel; meer exemplaren; nooit bedekkend
3	2	Frequent	Frequent; groot aantal exemplaren en <5 % bedekkend
4	3	Laag-abundant	5-25 % bedekkend
5	4	Abundant	25-50 % bedekkend
6	5	Co-dominant	50-75 % bedekkend
7	6	Dominant	75-100 % bedekkend

De opname gebeurt, indien mogelijk, vanuit het water. Er wordt steeds gewaad tegen de stroming in, om te vermijden dat de losgewoelde sliblaag het zicht op de vegetatie zou belemmeren. Indien de veldomstandigheden het niet toelaten wordt de opname uitgevoerd vanop de oever. De macrofyten worden in deze situatie bemonsterd door middel van een hark, bevestigd op een telescopische stok. In dit geval wordt per 10 m-strook driemaal geharkt.

Het is belangrijk dat de opname gebeurt op ‘representatieve’ locaties. Door voldoende locaties te beschouwen kan een goed beeld bekomen worden van de situatie.

Sommige macrofyten kunnen voorkomen in verschillende groeivormen (Tabel 6.2). Voor deze soorten wordt in een aparte kolom de groeivorm genoteerd.

Tabel 6.2: Soorten met meerdere groeivormen

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groeivorm
<i>Apium inundatum</i>	ondergedoken moerasscherm	batrachiïden / oever/moeras
<i>Hippuris vulgaris</i>	Lidsteng	elodeïden / oever/moeras
<i>Luronium natans</i>	drijvende waterweegbree	isoëtiden / nymphaeïden / vallisneriden

<i>Eleocharis acicularis</i>	naaldwaterbies	isoëtiden / oever/moeras
<i>Juncus bulbosus</i>	Knolrus	isoëtiden / oever/moeras / parvopotamiden
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	grote waternavel	nymphaeïden / oever/moeras
<i>Polygonum amphibium</i>	Veenwortel	nymphaeïden / oever/moeras
<i>Scirpus fluitans</i>	vloftende bies	oever/moeras / parvopotamiden
<i>Glyceria fluitans</i>	Mannagras	oever/moeras / vallisneriden
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid	oever/moeras / vallisneriden
<i>Sparganium emersum</i>	kleine egelskop	oever/moeras / vallisneriden
<i>Sparganium natans</i>	kleinste egelskop	oever/moeras / vallisneriden

De submerse vegetatieontwikkeling wordt in rekening gebracht voor de types BkK, BgK, Bk en Bg; dit wordt tijdens de veldopname apart genoteerd per strook van 10 m. Naar analogie met de methode die wordt toegepast voor de meren, wordt een bedekking van de submerse vegetatie geschat aan de hand van de vierdelige bedekkingsschaal die in Tabel 6.3 wordt gegeven. Voor elke 10 m-strook wordt de submerse vegetatieontwikkeling geschat.

Tabel 6.3: Bedekkingsschaal om de submerse vegetatieontwikkeling in te schatten (Moss et al., 2003)

Code	Bedekking submerse vegetatie
0	Geen ondergedoken vegetatie
1	Planten schaars, enkele planten op hark
2	Veel harkmonsters leveren planten op en de submerse vegetatie vormt zelden of nooit een belemmering voor de doortocht van een roeibootje
3	Vrijwel alle harkmonsters leveren planten op, planten groeien tot oppervlak in grootste deel van het segment of draadwiermassa's bedekken nagenoeg de gehele bodem of het oppervlak

Voor de opname van de oevervegetatie wordt er een onderscheid gemaakt tussen de vegetatie van de 'natte' oever en van de 'droge' oever. Onder de 'natte' oever wordt het deel van de oever bedoeld dat regelmatig onder water komt te staan; voor dit deel worden de meest dominante soorten genoteerd. Onder de 'droge' oever wordt het bovenste deel van de oever bedoeld; hiervoor wordt de aspectbepalende vegetatie beschreven. Exoten die zich op de oever bevinden, dienen zeker vermeld te worden: watercrassula, grote waternavel, waterteunisbloem, parelvederkruid, Japanse duizendknoop, ...

6.1.3 Bewaring

De soorten worden ter plaatse gedetermineerd en hoeven dus niet meegenomen te worden. Planten die op het veld niet op naam konden gebracht worden kunnen meegenomen worden om achteraf in het labo met een binoculair te bekijken, of indien nodig met een microscoop. Het materiaal kan maximaal een week worden bewaard in een koelkast.

6.1.4 Determinatie

Een standaardlijst voor macrofyten in rivieren wordt gegeven in Leyssen et al. (2005), Bijlage 4. In Leyssen et al. (2005) is tevens een aanvullende soortenlijst te vinden voor het type Rzg, omdat voor de Grensmaas de typische grindbankvegetaties in rekening worden gebracht bij de beoordeling. Deze standaardlijst is echter geen statisch gegeven, ze moet aangevuld worden wanneer nodig, bijvoorbeeld wanneer nieuwe neofyten aangetroffen worden. Het actualiseren van de lijst gebeurt door VMM en INBO. Het is belangrijk dat bij de beoordeling steeds gebruik gemaakt wordt van de meest actuele lijst. Een lijst met aanbevolen determinatiewerken wordt gegeven in Leyssen et al. (2007). Het basisdeterminatiewerk is Lambinon et al. (1998).

6.1.5 Indexberekening

De methode voor de evaluatie van waterlopen is opgebouwd uit drie deelmaatlaten: de deelmaatlat typespecificiteit, de deelmaatlat verstoring en de deelmaatlat groeivormen. Voor een aantal types is er een bijkomende deelmaatlat vegetatieontwikkeling. Voor de kwaliteitsbeoordeling van de waterlopen op waterlichaamniveau wordt een steekproef van minstens drie trajecten van 100 m beschouwd.

6.1.5.1 Deelmaatlat typespecificiteit (TS)

Voor elk type wordt per soort een typespecificiteitswaarde toegekend. Deze deelmaatlat wordt voor de watervegetatie berekend.

Voor de waterlopen worden twee typespecificiteitswaarden onderscheiden:

typespecificiteitswaarde 0: soorten die niet thuishoren in het type;

typespecificiteitswaarde 1: soorten die thuishoren in het type maar ook in andere typen worden aangetroffen. Het zijn vaak soorten met een zeer brede range;

De typespecificiteitswaarden per soort zijn te vinden in hogervermelde standaardlijsten. Aan de typespecificiteits- en verstoringwaarden zijn nog enkele wijzigingen aangebracht sinds het verschijnen van het rapport.

Omdat er geen internationale consensus bereikt is wat betreft neofyten, wordt er voorlopig voor gekozen om de neofyten (aangeduid met 'N' in de standaardlijst; invasieve exoten met 'Z') als niet-specifiek aan te duiden voor alle typen.

Rekening houdend met de bedekkingen wordt de typespecificiteitscore voor het 100 m-traject in waterlopen als volgt berekend:

$$TS = \frac{\sum_{i=1}^n (Ab_i \cdot ts_i)}{\sum_{i=1}^n Ab_i}$$

Met: Ab_i : de abundantie van soort i ;

ts_i : de typespecificiteitswaarde van soort i (0 of 1) volgens de standaardlijst;

n : het aantal waargenomen soorten opgenomen in de standaardlijst;

TS : typespecificiteitscore.

Hierbij moet opgemerkt worden dat $\sum Ab_i$ de som is van de abundanties van de soorten die zijn opgenomen in de standaardlijst. Indien soorten waargenomen worden die niet in de lijst voorkomen, zullen deze niet in rekening gebracht worden bij de berekeningen.

Het resultaat van TS heeft de vorm van een EKC-schaal. De grenzen van de TS-score voor de rivieren worden gegeven in Tabel 6.4.

Tabel 6.4: Klassengrenzen voor de beoordeling van de typespecificiteit (TS) en verstoring (V) voor watervegetatie in waterlopen

TS of V	EKC-klasse
0,80 - 1	Zeer goed
0,60 - < 0,80	Goed
0,40 - < 0,60	Matig
0,20 - < 0,40	Ontoereikend
0 - < 0,20	Slecht

6.1.5.2 Deelmaatlat verstoring (V)

Deze deelmaatlat wordt voor de watervegetatie berekend. Voor elk type wordt er per soort een verstoringwaarde toegekend. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen:

verstoringwaarde 1: soorten die een verstoring van de milieukwaliteit aangeven;

verstoringsscore 0: soorten die geen duidelijke verstoring van de milieukwaliteit aangeven.

De waarden voor verstoring worden gegeven in de standaardlijst (soorten met verstoringsscore 1 zijn met een 'S' aangeduid). Rekening houdend met de abundanties wordt de V-score voor het 100 m-traject in de waterlopen als volgt berekend:

$$V = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Ab_i \cdot v_i)}{\sum_{i=1}^n Ab_i} \right]$$

Met: Ab_i : de abundantie van soort i ;

v_i : de verstoringsscore van soort i (0 of 1) volgens de standaardlijst;

n : het aantal waargenomen soorten uit de standaardlijst;

V : verstoringsscore.

De score ligt tussen 0 en 1, zodat deze in 5 gelijke klassen kan verdeeld worden zoals voor de typespecificiteit in Tabel 6.4.

6.1.5.3 Deelmaatlat groeivormen (GV)

Bij de deelmaatlat voor groeivormen wordt enkel gekeken naar soorten die effectief in het water aanwezig zijn. Aan elke soort is een groeivorm toegekend (Leyssen et al. (2005), Bijlage 6).

De soorten die in het hele 100 m-traject aanwezig zijn, worden als basis gebruikt voor deze berekening. Voor de waterlopen wordt per locatie nagegaan welke soorten, en dus welke groeivormen er aanwezig zijn. Om mee te tellen in het aantal waargenomen groeivormen dient minstens één vertegenwoordiger van de groeivorm aanwezig te zijn.

Indien een bepaalde groeivorm vertegenwoordigd wordt door één of meer soorten die op een uitzonderlijk ecologisch kwaliteitsniveau wijzen (aangeduid met een 'B' in de standaardlijst), wordt het aantal gescoorde punten voor deze groeivorm verhoogd met het aantal soorten die op een uitzonderlijke kwaliteit wijzen.

Er is per waterlooptype vastgelegd hoeveel en welke combinatie van groeivormen aanwezig moet zijn om een slechte, ontoereikende, matige, goede of zeer goede beoordeling te bekomen (Tabel 6.5). Als de bekomen score meer dan de maximumscore bedraagt (door aanwezigheid van 'B'-soorten), wordt deze teruggebracht op de maximumscore. Via lineaire interpolatie tussen de klassengrenzen wordt de EKC bekomen. Hierbij wordt de grens tussen twee categorieën bepaald door het laagste aantal groeivormen van de hoogste categorie van de twee.

Tabel 6.5: Scoresysteem voor de deelmaatlat groeivormen in stromend water. De indeling in kwaliteitsklassen gebeurt aan de hand van het aantal waargenomen groeivormen

Groeivormen	BB _K	BB _Z	BkK	BgK	Bk	Bg	Rk	Rg	Rzg	Pzoet	Pzilt	Pbr/z
<i>Enteromorpha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Lemniden	-	-	-	1	-	1	1	1	1	1	1	-
Riccielliden	-	-	-	1	-	1	1	1	-	1	1	-
Hydrochariden	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-
Stratiotiden												
Ceratophylliden	-	-	-	1	-	1	1	1	1	1	1	-
Chariden	1	1	1	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Parvopotamiden/ Myriophylliden/	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Elodeïden												
Magnopotamiden	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-
Nymphaeïden	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-
Batrachiïden/	1	1	1	1	1	1	-	-	1	1	1	1

Pepliden												
Vallisneriden	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-
Isoëtiden	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Watermossen (incl. veenmossen)	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
oever-/moerasplanten (klein)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
oever-/moerasplanten (groot) grote monocotylen	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Max. score	5	7	10	12	9	11	9	9	10	12	8	5
Zeer goed	4	4	≥ 7	≥ 9	≥ 7	≥ 6	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 9	≥ 6	3
Goed	3	3	5-6	6-8	5-6	4-5	5-6	5-6	5-6	7-8	4-5	2
Matig	2	2	3-4	4-5	3-4	2-3	4	4	3-4	5-6	3	1
Ontoereikend	1	1	2	2-3	2	1	2-3	2-3	2	3-4	2	0
Slecht	0	0	0-1	0-1	0-1	0	0-1	0-1	0-1	0-2	0-1	0

6.1.5.4 Deelmaatlat vegetatieontwikkeling (VO)

Voor de typen 'kleine Kempense beek', 'grote Kempense beek', 'kleine beek', 'grote beek' en 'polderwaterlopen' wordt een deelmaatlat voor submerse vegetatieontwikkeling toegevoegd. Per strook wordt de bedekkingsschaal van de submerse vegetatie (Tabel 6.3) omgezet naar een score (Tabel 6.6). De gemiddelde score van het hele traject wordt berekend. Door dit getal te halveren, wordt de EKC bekomen (Tabel 6.7).

Tabel 6.6: Omzetting van de abundantie naar een score voor de submerse vegetatieontwikkeling

Abundantie	Score
0	0
1	1
2	2
3	1

Tabel 6.7: Omzetting van de score voor de vegetatieontwikkeling tot een EKC

Gemiddelde score	EKC
1,6 - 2	0,8 - 1
1,2 - < 1,6	0,6 - < 0,8
0,8 - < 1,2	0,4 - < 0,6
0,4 - < 0,8	0,2 - < 0,4
0 - < 0,4	0 - < 0,2

6.1.5.5 Bepalen totale index per traject

Om voor de waterlopen de eindscore uit de verschillende deelmaatlaten te bepalen, wordt het principe 'one out - all out' gehanteerd. Hierbij geldt de slechtste score van de verschillende deelmaatlaten als eindscore.

6.1.5.6 Bepalen totale index per waterlichaam

Over een gans waterlichaam worden minstens drie trajecten bemonsterd, tenzij dat onmogelijk is, met name bij zeer korte waterlichamen; in dat geval mag het aantal trajecten beperkt worden. Per traject worden de relevante deelmaatlaten beoordeeld. Per deelmaatlat wordt het gemiddelde resultaat over de bemonsterde trajecten berekend, en vervolgens wordt van deze gemiddelden de slechtste score gebruikt als eindscore voor het gans waterlichaam.

6.2 Meren

6.2.1 Opname

Bij het veldwerk wordt de methode gehanteerd die wordt beschreven door Schneiders et al. (2004). De plas wordt in meerdere, min of meer homogene, segmenten ingedeeld naar aanpalende vegetatie en landgebruik, morfologische structuur en begroeiing. Deze indeling in water- en oeversegmenten is grafisch voorgesteld in de fiches van Leyssen et al. (2005), Bijlage 2.

De soorten die in de waterzone en de oeverzone voorkomen worden apart genoteerd. Als bovenbegrenzing van de oeverzone wordt gekozen voor het niveau dat bereikt wordt bij normale maximale waterstand en zich door de vegetatiesamenstelling onderscheidt van de niet overstroomde gronden. Het wateroppervlak vormt de benedengrens. De vegetatieopname bestaat uit een opname, gemaakt langs de oever (oever- en wateropname) en, indien mogelijk, uit aanvullende transectopnamen. De opname gebeurt op basis van waarnemingen langs de oever, evenals wadend door het water, waarbij de ondergedoken vegetatie met een hark werd opgevist. Voor elke waargenomen soort wordt per segment een bedekking genoteerd op basis van een vereenvoudigde Tansley-schaal (Tabel 6.8). Deze Tansley-codes worden omgezet in een abundantieklasse (Ab_i) voor de berekening van de typespecificiteits- en verstoringsindex (zie verder). De overeenkomstige abundantieklasse wordt weergegeven in kolom 2.

Tabel 6.8: Vereenvoudigde Tansley-schaal voor meren (Schaminée et al., 1995)

Code	Ab_i	Vereenvoudigde Tansley-schaal
R	1	Zeldzaam
1	1	Occasioneel
2	2	Frequent
3	3	Abundant
4	4	Co-dominant
5	5	Dominant

Eveneens wordt het percentage bedekking ingeschat voor de volgende vegetatieonderdelen: submerse en emerse vegetatie en bedekking van de oevervegetatie (ingedeeld in kruid-, boom- en struiklaag). Daar waar mogelijk worden transectopnamen gemaakt. De transectopnamen gebeuren over de gehele breedte van de plas, gekozen met het oog op een zo volledig en representatief mogelijk vegetatiebeeld. Vanuit een motorboot, of wadend door het water, worden op vaste tussenafstanden (transectpunten) schattingen (Tabel 6.8) gemaakt op basis van opgeharkt of gedregd materiaal. Eveneens wordt per transectpunt de diepte genoteerd en wordt een inschatting gemaakt van de totale submerse bedekking met behulp van de schaal, gegeven in Tabel 6.9.

Tabel 6.9: Bedekkingsschaal om de submerse vegetatieontwikkeling in te schatten (Moss et al., 2003)

Code	Bedekking submerse vegetatie
0	Geen ondergedoken vegetatie
1	Planten schaars, enkele planten op hark
2	Veel harkmonsters leveren planten op en de submerse vegetatie vormt zelden of nooit een belemmering voor de doortocht van een roeibootje
3	Vrijwel alle harkmonsters leveren planten op, planten groeien tot oppervlak in grootste deel van het segment of draadwiermassa's bedekken nagenoeg de gehele bodem of het oppervlak

De diepte om de vegetatie te beoordelen wordt aangepast. De vegetatieopnamen worden beperkt tot een diepte van 4 m voor meren behorende tot de types Awom of Awe en tot een diepte van 2 m voor meren behorende tot een ander type. Wel worden de maximale diepte tot waarop vegetatie aanwezig is en de situering hiervan genoteerd.

6.2.2 Bewaring

De soorten worden ter plaatse gedetermineerd en hoeven dus niet meegenomen te worden. Planten die op het veld niet op naam konden gebracht worden kunnen meegenomen worden om achteraf in het labo met een binoculair te bekijken, of indien nodig met een microscoop. Het materiaal kan maximaal een week worden bewaard in een koelkast.

6.2.3 Determinatie

Een standaardlijst voor macrofyten in meren wordt gegeven in Leyssen et al. (2005), Bijlage 5. Deze standaardlijst is echter geen statisch gegeven, ze moet aangevuld worden wanneer nodig, bijvoorbeeld wanneer nieuwe neofyten aangetroffen worden. Het actualiseren van de lijst gebeurt door VMM en INBO. Het is belangrijk dat bij de beoordeling steeds gebruik gemaakt wordt van de meest actuele lijst. Een lijst met aanbevolen determinatiewerken is te vinden in Leyssen et al. (2007). Het basisdeterminatiewerk is Lambinon et al. (1998).

6.2.4 Indexberekening

Bij de evaluatie van meren worden vier deelmaatlaten in rekening gebracht: de deelmaatlat typespecificiteit, de deelmaatlat verstoring, de deelmaatlat groeivormen en de deelmaatlat vegetatieontwikkeling. Hierbij wordt het hele waterlichaam geïnventariseerd.

6.2.4.1 Deelmaatlat specificiteit (TS)

Voor elk type wordt per soort een typespecificiteitswaarde toegekend. Deze deelmaatlat wordt voor de meren zowel voor de oevervegetatie als voor de watervegetatie berekend (TS_o en TS_w).

Bij de meren worden twee typespecificiteitswaarden onderscheiden:

typespecificiteitswaarde 0: de soort hoort niet thuis in het type;

typespecificiteitswaarde 1: de soort hoort thuis in het type.

De typespecificiteitswaarden per soort zijn te vinden in hogervermelde standaardlijsten.

Omdat er geen internationale consensus bereikt is wat betreft neofyten, wordt er voorlopig voor gekozen om de neofyten (aangeduid met 'N' in de standaardlijst; invasieve exoten met 'Z') als niet-specifiek aan te duiden voor alle typen.

Via de volgende formule wordt de ecologische kwaliteitscoëfficiënt berekend voor de totale oppervlakte van het meer:

$$TS = \sum_{\text{alle segmenten}} \left[\left[\frac{\sum_{i=1}^n (Ab_i \cdot ts_i)}{\sum_{i=1}^n Ab_i} \right] \cdot \left[\frac{Opp_a}{\sum_{a=1}^z opp_a} \right] \right]$$

Met: Ab_i : de abundantie van soort i in het oppervlaktesegment a ;

ts_i : de typespecificiteitswaarde van soort i (0 of 1) volgens de standaardlijst;

n : het aantal waargenomen soorten in oppervlaktesegment a die zijn opgenomen in de standaardlijst;

Opp_a : de oppervlakte van segment a

z : het totaal aantal segmenten;

$\sum opp_a$: de oppervlakte van alle segmenten samen;

TS: typespecificiteitsscore.

Hierbij moet opgemerkt worden dat $\sum Ab_i$ de som is van de abundanties van de soorten die zijn opgenomen in de standaardlijst. Indien soorten waargenomen worden die niet in de lijst voorkomen, zullen deze niet in rekening gebracht worden bij de berekeningen.

Het resultaat van TS heeft de vorm van een EKC-schaal. De grenzen van de TS-score voor de meren worden gegeven in Tabel 6.10.

Tabel 6.10: Klassengrenzen voor de beoordeling van de typespecificiteit (TS) en verstoring (V) voor oever- en watervegetatie in meren

TS of V	EKC-klasse
0,80 - 1	Zeer goed
0,60 - < 0,80	Goed
0,40 - < 0,60	Matig
0,20 - < 0,40	Ontoereikend
0 - < 0,20	Slecht

6.2.4.2 Deelmaatlat verstoring (V)

Deze deelmaatlat wordt zowel voor de oevervegetatie als voor de watervegetatie berekend (V_o en V_w). Voor elk type wordt er per soort een verstoringsswaarde toegekend. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen:

verstoringsswaarde 1: soorten die een verstoring van de milieukwaliteit aangeven;

verstoringsswaarde 0: soorten die geen duidelijke verstoring van de milieukwaliteit aangeven.

De waarden voor verstoring worden gegeven in de standaardlijst (soorten met verstoringsswaarde 1 zijn met een 'S' aangeduid).

De formule voor verstoring voor de totale oppervlakte van de meren is de volgende:

$$V = 1 - \left[\frac{\sum_{\text{alle segmenten}} \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Ab_i \cdot v_i)}{\sum_{i=1}^n Ab_i} \cdot \left[\frac{Opp_a}{\sum_{a=1}^z opp_a} \right] \right]}{\sum_{\text{alle segmenten}} \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Ab_i \cdot v_i)}{\sum_{i=1}^n Ab_i} \cdot \left[\frac{Opp_a}{\sum_{a=1}^z opp_a} \right] \right]} \right]$$

Met: Ab_i : de abundantie van soort i ;

v_i : de verstoringsswaarde van soort i (0 of 1) volgens de standaardlijst;

n : het aantal waargenomen soorten uit de standaardlijst;

Opp_a : de oppervlakte van segment a ;

z : het totaal aantal segmenten;

$\sum opp_a$: de oppervlakte van alle segmenten samen;

V : verstoringsscore.

De score ligt tussen 0 en 1, zodat deze in 5 gelijke klassen kan verdeeld worden zoals voor de typespecificiteit in Tabel 6.10.

6.2.4.3 Deelmaatlat groeivormen (GV)

Bij de deelmaatlat voor groeivormen wordt enkel gekeken naar soorten die effectief in het water aanwezig zijn. Aan elke soort is een groeivorm toegekend (Leyssen et al. (2005), Bijlage 6).

De soorten die in de hele plas aanwezig zijn, worden als basis gebruikt voor deze berekening. Deze score wordt voor de meren dus niet bepaald per segment. Om mee te tellen in het aantal waargenomen groeivormen dient minstens één vertegenwoordiger van de groeivorm aanwezig te zijn. Aan elke verwachte groeivorm wordt een aantal scorepunten toegekend (Tabel 6.11). De groeivormen die het meest gevoelig zijn voor een afname van de waterkwaliteit worden hierbij sterker gewogen. De som van de scorepunten van een type vormt de basissom.

Indien een bepaalde groeivorm vertegenwoordigd wordt door één of meer soorten die op een uitzonderlijk ecologisch kwaliteitsniveau wijzen (aangeduid met een 'B' in de standaardlijst), wordt het aantal gescoorde punten voor deze groeivorm verhoogd met het aantal soorten die op een uitzonderlijke kwaliteit wijzen.

Door de som van gescoorde punten te delen door de basissom (Tabel 6.11) wordt een score bekomen; wanneer deze meer dan 1 bedraagt (door aanwezigheid van 'B'-soorten), wordt deze afgerond naar 1. De bekomen score ligt aldus tussen 0 en 1, zodat deze in vijf gelijke kwaliteitsklassen kan verdeeld worden zoals in Tabel 6.10.

Tabel 6.11: Scoresysteem voor de diversiteit aan groeivormen in verschillende typen van meren

Groeivorm	Zs	Zm	Czb	CFe	Cb	Aom	Ae	Ai	Awo m	Awe	Ad	Bzl
lemniden	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grote pleustofyten	-	-	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-
Ondergedoken, zwevend	1	1	1	1	1	1	1	1	-	1	1	1
Chariden	-	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1
Magnopotamiden	-	1	1	1	2	1	1	1	2	2	1	1
Overige wortelende caulescente hydrofyten	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nymphaeïden	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	-	-
Vallisneriden	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-
Isoëtiden	1	2	2	1	2	-	-	-	2	-	2	-
Kleine en middelgrote oever- en moerasplanten	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Grote monocotylen	-	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Veenmos	1	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Basissom	6	10	13	11	14	10	10	10	12	10	10	7
Cyanobacteriële film	-	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-

De grote pleustofyten bestaan uit de hydrochariden en de stratiotiden. De categorie 'ondergedoken en zwevend' bevat de groepen ceratophylliden, riccielliden en watermossen (excl. veenmossen). Onder de 'overige wortelende caulescente hydrofyten' worden de parvopotamiden, de myriophylliden, de elodeïden, de batrachiïden en de pepliden gerekend.

6.2.4.4 Deelmaatlat vegetatieontwikkeling (VO)

De gezamenlijke abundantie van de ondergedoken vegetatie wordt in Schneiders et al. (2004) in rekening gebracht bij de beoordeling van meren (Tabel 6.9). Voor deze deelmaatlat dient de oppervlakte in rekening te worden gebracht waar groei mogelijk is. Per watersegment wordt de abundantie van de submerse vegetatie omgezet naar een score (Tabel 6.12). De gemiddelde score van de hele plas wordt berekend, rekening houdend met de relatieve segmentoppervlakten. Door dit getal te halveren, wordt de EKC bekomen (Tabel 6.13).

Tabel 6.12: Omzetting van de abundantie naar een score voor de submerse vegetatieontwikkeling

Abundantie	Score
0	0
1	1

2	2
3	1

Tabel 6.13: Omzetting van de score voor de vegetatieabundantie tot een EKC

Gemiddelde score	EKC
1,6 - 2	0,8 - 1
1,2 - < 1,6	0,6 - < 0,8
0,8 - < 1,2	0,4 - < 0,6
0,4 - < 0,8	0,2 - < 0,4
0 - < 0,4	0 - < 0,2

6.2.4.5 Berekening totale index

Om voor de meren de eindscore uit de verschillende deelmaatlaten te bepalen, wordt het principe 'one out - all out' gehanteerd. Hierbij geldt de slechtste score van de verschillende deelmaatlaten als eindscore.

6.3 Overgangswateren

Het kwaliteitselement macrofyten voor overgangswateren omvat macroalgen, submerse angiospermen en schorvegetaties. Brys et al. (2005) argumenteren dat de eerste twee groepen niet of nauwelijks gedijen in de Vlaamse overgangswateren en dat er geen aanwijzingen zijn dat de situatie in het verleden veel anders was. Daarom brengen ze enkel de schorvegetaties in rekening bij de evaluatie van de ecologische toestand van de Vlaamse overgangswateren voor het kwaliteitselement macrofyten. De methode van Brys et al. (2005) werd later verder uitgewerkt door Speybroeck et al. (2008a, 2008b).

Het riviertype MLz wordt ook in dit hoofdstuk behandeld, samen met de "eigenlijke" overgangswateren.

Omdat alle Vlaamse overgangswateren en waterlichamen van het type MLz sterk veranderd of kunstmatig zijn, betreft de vooropgestelde methode een beoordeling van het ecologisch potentieel. In wat volgt zal dan ook gewerkt worden met de relevante kwaliteitsklassen voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (zie paragraaf 2.2.7).

6.3.1 Opname

De vegetatiediversiteit van een schor wordt bepaald aan de hand van een vegetatiekaart. Op basis van actuele orthofoto's worden vegetatie-eenheden onderscheiden waaraan in het veld een vegetatietype wordt gekoppeld. Uit de vegetatiekaart kan vervolgens de vegetatiediversiteit worden berekend (zie verder).

Minstens vijf vegetatieopnames per vegetatietype per waterlichaam zijn nodig om de kwaliteit van de schorren te bepalen. Hierbij wordt er op toegezien dat deze gespreid worden gemaakt op de verschillende schorren die binnen het waterlichaam voorkomen (Leyssen et al. 2006).

De grootte van de vegetatieopname varieert in functie van de fysiognomie, wat inhoudt dat de vegetatieopnames groter zijn in de bossen dan bijvoorbeeld in de graslanden. Per onderscheiden stratum wordt een soortenlijst gemaakt waarbij aan elke soort een bedekkingscode wordt toegekend overeenkomstig de Londo-schaal (Londo, 1976). De soortenrijkdom komt overeen met het totaal aantal plantensoorten welke in de vegetatieopnames zijn aangetroffen, waaruit vervolgens de floristische kwaliteit kan worden bepaald (zie verder).

6.3.2 Bewaring

Niet van toepassing (determinatie in situ).

6.3.3 Determinatie

Determinatie van hogere planten gebeurt met behulp van Lambinon et al. (1998).

Voor de berekening van de Floristische Kwaliteitsindex (FQI; zie verder) wordt door Brys et al. (2005) verwezen naar Biesbrouck et al. (2001) die voor elke soort een indicatie van zeldzaamheid geeft. Van Landuyt et al. (2006) geeft echter een recentere en bijgevolg betere indicatie van de zeldzaamheid waarop de standaardlijst kan worden gebaseerd.

6.3.4 Indexberekening

De beoordeling op waterlichaamniveau is gebaseerd op het totale areaal schorren enerzijds en de gemiddelde kwaliteit van alle individuele schorren binnen het waterlichaam anderzijds. De kwaliteitsindex per individueel schor wordt bepaald op basis van de vorm en van de vegetatiekwaliteit. Deze laatste is dan weer gebaseerd op vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en floristische kwaliteit.

6.3.4.1 Deelmaatlat areaal schorren

Tabel 6.14 geeft de afbakening van de klassengrenzen van het maximaal ecologisch potentieel (MEP) en voor de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht gebaseerd op het areaal schorgebied per individueel waterlichaam en de afbakening op ecosysteemniveau voor Zeeschelde en aansluitende getijrivieren samen (de zeven waterlichamen bovenaan de tabel). Voor de IJzer vallen de beoordelingen op ecosysteem- en op waterlichaamniveau samen, omdat dit getijdengebied slechts één waterlichaam omvat, nl. Havengeul IJzer.

Tabel 6.14: Afbakening van het maximaal ecologisch potentieel (MEP) en van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht op basis van het areaal schorgebied in hectare per individueel waterlichaam en de afbakening op ecosysteemniveau voor Zeeschelde en aansluitende getijrivieren

Waterlichaam	MEP	Goed en hoger	Matig	On-toereikend	Slecht
Zeeschelde IV	1570	> 500	> 333	> 167	< 167
Zeeschelde III + Rupel	1382	> 440	> 293	> 147	< 147
Zeeschelde II	901	> 287	> 191	> 96	< 96
Zeeschelde I	1439	> 458	> 305	> 153	< 153
Getijdedurme	581	> 185	> 123	> 62	< 62
Getijdedijle en –Zenne	647	> 206	> 137	> 62	< 62
Getijdenetes	992	> 316	> 210	> 105	< 105
Ecosysteem (Schelde en aansluitende getijrivieren)	7512	> 2390	> 1593	> 797	< 797
Havengeul IJzer	31,1	> 28,8	> 19,2	> 9,6	< 9,6

Deze score wordt getransformeerd naar een EKC met klassengrenzen zoals weergegeven in Tabel 6.15. Dit gebeurt door een lineaire transformatie tussen de boven en –ondergrenzen van de absolute scores.

Tabel 6.15: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor het areaal schorren

Klasse	EKC
Goed en hoger	0,75 - 1,00
Matig	0,50 - 0,75
Ontoereikend	0,25 - 0,50
Slecht	0,00 - 0,25

6.3.4.2 Deelmaatlat vegetatie-index per individueel schor

De deelmaatlat vegetatie wordt berekend per individueel schor op basis van de parameters vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en de Floristische Kwaliteitsindex (FQI). Deze deelmaatlat wordt enkel berekend voor de waterlichamen behorende tot de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren. Voor de IJzer werden er voor deze deelmaatlat door Speybroeck et al. (2008a) geen criteria afgeleid wegens gebrek aan gegevens en wordt deze deelmaatlat dus niet meegerekend.

De vegetatiediversiteit per schorgebied wordt berekend aan de hand van de Shannon-Wiener diversiteitsindex (H') (Shannon & Weaver, 1949). Deze index varieert doorgaans van 1 (lage diversiteit) tot 5 (hoge diversiteit) en maakt gebruik van de proportionele abundantie p_i van alle vegetatietypen per schor:

$$H' = - \sum_{i=1}^S [p_i \cdot \ln p_i]$$

Met: S = het totaal aantal vegetatietypes per schor;

p_i = de relatieve abundantie van het i -de vegetatietype.

De klassengrenzen voor het GEP, de matige, ontoereikende en slechte toestand voor de parameter vegetatiediversiteit voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde zijn samengevat in Tabel 6.16.

Tabel 6.16: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter vegetatiediversiteit voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren

Waterlichamen	Getijdenetes en Getijdedijle en -zenne	Zeeschelde I, Zeeschelde II, Zeeschelde III + Rupel, Getijdedurme	Zeeschelde IV
Goed en hoger	1,10 - 1,40	1,20 - 1,40	0,90 - 1,20
Matig	0,80 - 1,10	1,05 - 1,20	0,60 - 0,90
Ontoereikend	0,40 - 0,80	0,80 - 1,05	0,30 - 0,60
Slecht	0,00 - 0,40	0,00 - 0,80	0,00 - 0,30

De parameter soortenrijkdom is gelijk aan het totaal aantal waargenomen soorten. In Tabel 6.17 worden de klassengrenzen weergegeven voor het GEP, de matige, ontoereikende en slechte toestand voor de parameter soortenrijkdom voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde.

Tabel 6.17: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter soortenrijkdom voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren

Waterlichamen	Getijdenetes en Getijdedijle en -zenne	Zeeschelde I, Zeeschelde II, Zeeschelde III + Rupel, Getijdedurme	Zeeschelde IV
Goed en hoger	89 - 119	93 - 124	54 - 72
Matig	60 - 89	62 - 93	36 - 54
Ontoereikend	30 - 60	31 - 62	18 - 36
Slecht	0 - 30	0 - 31	0 - 18

De parameter FQI maakt gebruik van de zeldzaamheid van elke betreffende soort in functie van de totale floristische samenstelling van een betreffend gebied of staalname. Deze index wordt volgens de volgende formule berekend (Lopez & Fennessy, 2002; Cohen et al., 2004):

$$FQI = [\sum_{i,j} ZC_{ij}] / \sqrt{N_j}$$

Met: ZC_{ij} : de zeldzaamheidscoëfficiënt voor soort i op plaats j ;

N_j : het totaal aantal soorten op plaats j .

De zeldzaamheidscoëfficiënt van elke betreffende soort is gebaseerd op de globale indicatiemaat van zeldzaamheid, de Kilometerhokfrequentieklasse (KFK), die voor de Vlaamse hogere planten werd afgebakend in

Van Landuyt et al. (2006). Hierbij krijgt elke soort een bepaalde score die varieert van 10 (zeer algemeen) naar 1 (zeer zeldzaam). Voor deze analyse worden deze scores omgekeerd, dus een zeldzaamheidscoëfficiënt van 10 betekent zeer zeldzaam en van 1 zeer algemeen.

In Tabel 6.18 worden de klassengrenzen weergegeven voor de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de FQI voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren.

Tabel 6.18: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameter FQI voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren

Waterlichamen	Getijdenetes en Getijdediale en -zennen	Zeeschelde I, Zeeschelde II, Zeeschelde III + Rupel, Getijdedurme	Zeeschelde IV
Goed en hoger	22,6 – 30,16	20,5 - 21,4	27,4 - 25,6
Matig	15,1 – 22,6	19,6 - 20,5	23,8 - 25,6
Ontoereikend	7,5 – 15,1	17,7 - 19,6	22,0 - 23,8
Slecht	0,0 - 7,5	0,0 - 17,7	0,0 - 22,0

De scores van elk van deze drie parameters worden getransformeerd naar een EKC met klassengrenzen zoals weergegeven in Tabel 6.19. Dit gebeurt door een lineaire transformatie tussen de boven en –ondergrenzen van de absolute scores.

Tabel 6.19: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameters vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en de FQI voor de beoordeling van individuele schorren

Klasse	EKC
Goed en hoger	0,75 - 1,00
Matig	0,50 - 0,75
Ontoereikend	0,25 - 0,50
Slecht	0,00 - 0,25

Nadat op die manier de EKC voor elk van deze drie parameters is berekend, wordt de $EKC_{vegetatie}$ bepaald met de volgende formule:

$$EKC_{vegetatie} = (2 * EKC_{vegetatiediversiteit} + EKC_{soortenrijkdom} + EKC_{FQI}) / 4$$

6.3.4.3 Deelmaatlat vorm per individueel schor

De deelmaatlat vorm per individueel schor wordt berekend aan de hand van de oppervlakte van het schor in relatie tot de lengte van het schorgebied langs de rivieras en de 'threshold breedte' op die plaats langs het estuarium. Deze breedte is noodzakelijk zodat het schor een gunstig profiel heeft om zich volwaardig en duurzaam te kunnen ontwikkelen.

In Tabel 6.20 worden de criteria weergegeven voor het toekennen van een kwaliteitsklasse op basis van het percentage huidige oppervlakte ten opzichte van de GEP-oppervlakte. Via een lineaire omschaling tussen de relevante klassengrenzen kan dit percentage omgezet worden in een EKC volgens de klassengrenzen uit de tabel.

Tabel 6.20: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de deelmaatlat vormindex van individuele schorren

Klasse	Huidige oppervlakte / oppervlakte GEP (%)	EKC
MEP	>133	1,00
Goed en hoger	100 - 133	0,75 – 1,00
Matig	66 - 100	0,50 - 0,75

Ontoereikend	33 - 66	0,25 - 0,50
Slecht	0 - 33	0,00 - 0,25

6.3.4.4 Berekening totale index

De macrofyten voor overgangswateren kunnen beoordeeld worden op drie verschillende hiërarchische niveau's: het niveau van het individueel schor, het waterlichaamniveau en het ecosysteemniveau.

De EKC van een individueel schor is gebaseerd op twee deelmaatlatten (vorm en vegetatie-index) en de eindscore wordt als volgt berekend:

$$EKC_{\text{schor}} = (2 * EKC_{\text{vorm}} + EKC_{\text{vegetatie}}) / 3$$

Voor het waterlichaam "Havengeul IJzer" wordt EKC_{schor} gelijkgesteld aan $EKC_{\text{vormindex}}$ (zie hoger).

De beoordeling op waterlichaamniveau steunt op twee deelmaatlatten: de deelmaatlat areaal schorren binnen het waterlichaam en het gemiddelde van de EKC's voor alle individuele schorren binnen dat waterlichaam. De totaalscore per waterlichaam wordt bepaald door de laagst scorende parameter. Indien beide parameters in dezelfde kwaliteitsklasse scoren wordt de gemiddelde EKC van beiden berekend. De klassengrenzen voor de totale index zijn dezelfde als degene die gelden voor de deelmaatlatten.

Op het niveau van het ecosysteem wordt gekeken naar de totale schoroppervlakte. Deze wordt op dezelfde manier beoordeeld als de schoroppervlakte van individuele waterlichamen, maar dan met de klassengrenzen voor het totale areaal zoals vermeld in Tabel 6.14, bij "ecosysteem (Schelde en zijrivieren)". Voor de IJzer is deze beoordeling op ecosysteemniveau identiek aan deze op het waterlichaamniveau omdat dit getijdengebied slechts één waterlichaam omvat. Deze totale beoordeling op ecosysteemniveau is echter niet vereist bij de rapportering voor de KRW.

7 Macro-invertebraten

7.1 Rivieren

Een eerste versie van de Multimetrische Macro-invertebratenindex Vlaanderen (MMIF) voor rivieren en meren werd beschreven in Gabriels et al. (2004). De definitieve versie van de MMIF voor rivieren, na het doorvoeren van een aantal aanpassingen, staat beschreven in Gabriels (2010).

Voor het riviertype MLz wordt verwezen naar hoofdstuk 7.3.

7.1.1 Selectie van meetpunten

Per waterlichaam werd doorgaans één representatief meetpunt voor de beoordeling van macro-invertebraten aangeduid. In de meeste gevallen stemt die overeen met het meetpunt waar ook de fysico-chemische kwaliteit bepaald wordt. Sommige waterlichamen hebben echter meer dan één representatief meetpunt, doorgaans omdat hun kwaliteit niet homogeen is.

7.1.2 Staalname

Voor het bemonsteren wordt kicksampling met handnet toegepast zoals beschreven in De Pauw en Vanhooren (1983). Voor plaatsen waar deze methode niet toepasbaar is wegens te grote diepte zullen kunstmatige substraten worden gebruikt zoals beschreven in De Pauw et al. (1986; 1994).

7.1.3 Bewaring

Voor de bewaring van de bemonsterde macro-invertebraten kan op dezelfde manier worden gewerkt als voor de Belgische Biotische Index.

7.1.4 Determinatie

De gebruikte determinatieniveaus zijn:

Hydracarina: aanwezigheid;

Oligochaeta, Crustacea, Coleoptera, Trichoptera, Diptera (uitgezonderd Chironomidae): familie;

Chironomidae: groepen thummi-plumosus en non thummi-plumosus;

Plathelminthes, Hirudinea, Mollusca, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Hemiptera, Megaloptera: geslacht.

Een standaardlijst met alle taxa die worden opgenomen in de indexberekening is te vinden in Gabriels (2010).

Als identificatiesleutel kan De Pauw en Vannevel (1991) gehanteerd worden, met uitzondering van Ampharetidae, Janiridae, Sphaeromatidae, *Corbicula*, die niet in het geciteerde werk behandeld worden, en *Physa* en *Physella*, die in dit werk niet onderscheiden worden.

Voor alle taxa worden de abundanties genoteerd. Bij taxa die in grotere aantallen voorkomen (>10) mag de abundantie geschat worden.

7.1.5 Indexberekening

7.1.5.1 Deelmaatlat aantal taxa

De deelmaatlat aantal taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus) waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen.

7.1.5.2 Deelmaatlat aantal EPT taxa

De deelmaatlat aantal EPT taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus) behorende tot de Ephemeroptera, Plecoptera en/of Trichoptera waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen.

7.1.5.3 Deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa

De deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus), andere dan de EPT taxa, met een tolerantiescore van zes of meer. De lijst met tolerantiescores (gaande van 10 voor zeer intolerant tot 1 voor zeer tolerant) voor alle taxa is te vinden in Gabriels (2010).

7.1.5.4 Deelmaatlat Shannon-Wiener Index

De deelmaatlat Shannon-Wiener Index wordt berekend volgens onderstaande formule (Shannon & Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S [p_i \cdot \ln p_i]$$

Met: S = de taxarijksdom;

p_i = de relatieve abundantie van het i-de taxon.

Wanneer helemaal geen taxa in een staal worden aangetroffen, wordt deze deelmaatlat gelijk gesteld aan nul.

7.1.5.5 Deelmaatlat Gemiddelde Tolerantiescore (GTS)

De deelmaatlat gemiddelde tolerantiescore wordt berekend als de som van de tolerantiescores van taxa waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen, gedeeld door het totaal aantal taxa. De lijst met tolerantiescores (gaande van 10 voor zeer gevoelig tot 1 voor zeer tolerant) voor alle taxa is te vinden in Gabriels (2010). Wanneer helemaal geen taxa in een staal worden aangetroffen, wordt deze deelmaatlat gelijk gesteld aan nul.

7.1.5.6 Berekening totale index

Om de waarden van de vijf deelmaatlaten te integreren tot één index, moeten ze eerst worden omgezet in scores van 0 tot 4. Per watertype zijn criteria vastgelegd voor elke deelmaatlat aan de hand waarvan de waarde kan omgezet worden tot de overeenkomstige score. Deze criteria zijn per watertype samengevat in Gabriels (2010).

De totale index voor een staalnamepunt is gelijk aan de som van de vijf deelmaatlatscores, d.i. een getal tussen 0 en 20, gedeeld door 20. Dit resulteert in de EKC-waarde die zich binnen het interval 0-1 bevindt.

7.1.5.7 Bepaling index voor het ganse waterlichaam

De indexwaarde voor het hele waterlichaam is het gemiddelde van de indexwaarden van de verschillende representatieve bemonsterde meetplaatsen in het meest recente bemonsteringsjaar.

7.1.5.8 Bepaling kwaliteitsklasse

De gehanteerde criteria voor het bepalen van de kwaliteitsklassen worden samengevat in Tabel 7.1 (Gabriels et al., 2004; Gabriels, 2010). Deze criteria zijn afhankelijk van het riviertype waartoe het waterlichaam behoort.

Tabel 7.1: Klassengrenzen voor de macro-invertebratenindex voor rivieren

MMIF types Bk, BkK, Bg, BgK, Rk, Rg, Rzg	MMIF types Pz, Pb	Klasse	Kleurcode
$\geq 0,90$	$\geq 0,80$	Zeer goed	Blauw
$< 0,90$ en $\geq 0,70$	$< 0,80$ en $\geq 0,60$	Goed	Groen
$< 0,70$ en $\geq 0,50$	$< 0,60$ en $\geq 0,40$	Matig	Geel
$< 0,50$ en $\geq 0,30$	$< 0,40$ en $\geq 0,20$	Ontoereikend	Oranje
$< 0,30$	$< 0,20$	Slecht	Rood

7.2 Meren

Een eerste versie van de Multimetric Macro-invertebratenindex Vlaanderen (MMIF) voor rivieren en meren werd beschreven in Gabriels et al. (2004). De definitieve versie van de MMIF, na het doorvoeren van een aantal aanpassingen, staat beschreven in Gabriels et al. (2010).

7.2.1 Selectie van de meetpunten

Er worden minstens drie meetplaatsen geselecteerd over gans het waterlichaam. De selectie van de representatieve meetplaatsen is bij voorkeur gebaseerd op de indeling in water- en oeversegmenten zoals die voor het kwaliteitselement macrofyten opgesteld is (zie paragraaf 6.2.1).

7.2.2 Staalname

Voor het bemonsteren wordt kicksampling met handnet toegepast zoals beschreven in De Pauw en Vanhooren (1983). Voor plaatsen waar deze methode niet toepasbaar is wegens te grote diepte zullen eveneens kunstmatige substraten worden gebruikt zoals beschreven in De Pauw et al. (1986; 1994).

7.2.3 Bewaring

Voor de bewaring van de bemonsterde macro-invertebraten kan op dezelfde manier worden gewerkt als voor de Belgische Biotische Index.

7.2.4 Determinatie

De gebruikte determinatieniveaus zijn:

Hydracarina: aanwezigheid;

Oligochaeta, Crustacea, Coleoptera, Trichoptera, Diptera (uitgezonderd Chironomidae): familie;

Chironomidae: groepen thummi-plumosus en non thummi-plumosus;

Plathelminthes, Hirudinea, Mollusca, Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Hemiptera, Megaloptera: geslacht.

Een standaardlijst met alle taxa die worden opgenomen in de indexberekening is te vinden in Gabriels et al. (2010).

Als identificatiesleutel kan De Pauw en Vannevel (1991) gehanteerd worden, met uitzondering van Ampharetidae, Janiridae, Sphaeromatidae, *Corbicula*, die niet in het geciteerde werk behandeld worden, en *Physa* en *Physella*, die in dit werk niet onderscheiden worden.

Voor alle taxa worden de abundanties genoteerd. Bij taxa die in grotere aantallen voorkomen (>10) mag de abundantie geschat worden.

7.2.5 Indexberekening

7.2.5.1 Deelmaatlat aantal taxa

De deelmaatlat aantal taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus) waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen.

7.2.5.2 Deelmaatlat aantal EPT taxa

De deelmaatlat aantal EPT taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus) behorende tot de Ephemeroptera, Plecoptera en/of Trichoptera waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen.

7.2.5.3 Deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa

De deelmaatlat aantal andere gevoelige taxa wordt berekend als het totaal aantal taxa (volgens de gespecificeerde determinatieniveaus), andere dan de EPT taxa, met een tolerantiescore van zes of meer. De lijst

met tolerantiescores (gaande van 10 voor zeer intolerant tot 1 voor zeer tolerant) voor alle taxa is te vinden in Gabriels et al. (2010).

7.2.5.4 Deelmaatlat Shannon-Wiener Index

De deelmaatlat Shannon-Wiener Index wordt berekend volgens onderstaande formule (Shannon & Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S [p_i \cdot \ln p_i]$$

Met: S = de taxarijksdom;

p_i = de relatieve abundantie van het i-de taxon.

Wanneer helemaal geen taxa in een staal worden aangetroffen, wordt deze deelmaatlat gelijk gesteld aan nul.

7.2.5.5 Deelmaatlat Gemiddelde Tolerantiescore (GTS)

De deelmaatlat gemiddelde tolerantiescore wordt berekend als de som van de tolerantiescores van taxa waarvan één of meer vertegenwoordigers in het staal werden aangetroffen, gedeeld door het totaal aantal taxa. De lijst met tolerantiescores (gaande van 10 voor zeer gevoelig tot 1 voor zeer tolerant) voor alle taxa is te vinden in Gabriels et al. (2010). Wanneer helemaal geen taxa in een staal worden aangetroffen, wordt deze deelmaatlat gelijk gesteld aan nul.

7.2.5.6 Berekening totale index

Om de waarden van de vijf deelmaatlaten te integreren tot één index, moeten ze eerst worden omgezet in scores van 0 tot 4. Per watertype zijn criteria vastgelegd voor elke deelmaatlat aan de hand waarvan de waarde kan omgezet worden tot de overeenkomstige score. Deze criteria zijn per watertype samengevat in Gabriels et al. (2010).

De totale index voor een staalnamepunt is gelijk aan de som van de vijf deelmaatlatscores, d.i. een getal tussen 0 en 20, gedeeld door 20. Dit resulteert in de EKC-waarde die zich binnen het interval 0-1 bevindt.

7.2.5.7 Berekening index voor het ganse waterlichaam

De indexwaarde voor het hele meer is het gemiddelde van de indexwaarden van de verschillende representatieve bemonsterde meetplaatsen in het meest recente bemonsteringsjaar.

7.2.5.8 Bepaling kwaliteitsklasse

De gehanteerde criteria voor het bepalen van de kwaliteitsklassen worden samengevat in Tabel 7.2 (Gabriels et al., 2004, 2010).

Tabel 7.2: Klassengrenzen voor de macro-invertebratenindex voor meren

MMIF	Klasse	Kleurcode
$\geq 0,90$	Zeer goed	Blauw
$< 0,90$ en $\geq 0,70$	Goed	Groen
$< 0,70$ en $\geq 0,50$	Matig	Geel
$< 0,50$ en $\geq 0,30$	Ontoereikend	Oranje
$< 0,30$	Slecht	Rood

7.3 Overgangswateren

Voor de macro-invertebraten is een concept van beoordelingssysteem voorgesteld door Brys et al. (2005). Voor staalname en determinatie worden er door Brys et al. (2005) wel aanbevelingen geformuleerd, maar er wordt geen concrete methode voorgesteld. Daarom wordt hieronder voor deze aspecten voorlopig uitgegaan van het

voorstel van Van Damme et al. (2003). De beoordelingsmethode van Brys et al. (2005) werd later aangevuld door Speybroeck et al. (2008a, 2008b).

Het riviertype MLz wordt ook in dit hoofdstuk behandeld, samen met de “eigenlijke” overgangswateren.

Omdat alle Vlaamse overgangswateren en waterlichamen van het type MLz sterk veranderd of kunstmatig zijn, betreft de vooropgestelde methode een beoordeling van het ecologisch potentieel. In wat volgt zal dan ook gewerkt worden met de relevante kwaliteitsklassen voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (zie paragraaf 2.2.7).

7.3.1 Staalname

Het aantal stalen moet gestratificeerd worden verdeeld over de relevante habitats, waaronder zeker intertidaal slik, zandige plaat, ondiep subtidaal en diep subtidaal moeten vervat zijn.

De staalname voor intertidale zones gebeurt door middel van de multiële steekbuis-techniek, en in het subtidaal d.m.v. een Van Veen grijper of een Reineck “box corer” (Ysebaert & Meire, 1999). Elk staal wordt gezeefd op een zeef met maasgrootte van 1 mm.

7.3.2 Bewaring

Voor de bewaring van de bemonsterde organismen wordt in Van Damme et al. (2003) geen methode vooropgesteld. Voorlopig kan ervan uitgegaan worden dat op dezelfde manier kan worden gewerkt als voor de Belgische Biotische Index.

7.3.3 Determinatie

De bemonsterde organismen worden gedetermineerd tot op soort. Als basislijst kan voor de waterlichamen van de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren verwezen worden naar de lijst die gegeven wordt in Annex C van de methodebeschrijving van de “Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments” (IOBS; AFNOR, 2002). Die lijst bevat weliswaar niet alle soorten die aangetroffen kunnen worden in deze waterlichamen. Voor het waterlichaam Havengeul IJzer wordt voorlopig verwezen naar Degraer et al. (2006) maar ook hierin zijn wellicht niet alle soorten opgelijst die in dat waterlichaam kunnen aangetroffen worden.

7.3.4 Indexberekening

De index bestaat uit twee deelmaatlaten: een deelmaatlat op habitatniveau en een deelmaatlat op gemeenschapsniveau. Een bijkomende deelbeoordeling op ecosysteemniveau (Brys et al., 2005; Speybroeck, 2008a, 2008b) wordt hier niet verder besproken omdat ze enerzijds niet noodzakelijk is voor de beoordeling op waterlichaamniveau en anderzijds slechts voor een minderheid van de waterlichamen is uitgewerkt.

7.3.4.1 Deelmaatlat op habitatniveau

Voor de deelmaatlat habitat wordt gebruik gemaakt van het areaal aan ondiepe gebieden en aan het areaal slikken binnen het waterlichaam. De klassengrenzen van de beoordelingsschaal voor het areaal ondiepe gebieden en slikken voor de waterlichamen van de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren worden weergegeven in Tabel 7.3.

Tabel 7.3: Klassengrenzen voor het areaal ondiep subtidaal en slik voor de waterlichamen die behoren tot de categorie overgangswateren of het riviertype MLz

Areaal (ha)	Waterlichaam	Goed en hoger	Matig	Ontoereikend	Slecht
Ondiep gebied	Zeeschelde IV	388 - 518	258 - 388	128 - 258	0 - 128
	Zeeschelde III + Rupel	225 - 272	150 - 225	75 - 150	0 - 75
	Zeeschelde II	145 - 175	97 - 145	48 - 97	0 - 48
	Zeeschelde I	195 - 235	130 - 195	65 - 130	0 - 65
	Getijdedurme	48 - 58	32 - 48	16 - 32	0 - 16

	Getijdedijle en -zenne	53 - 64	35 - 53	18 - 35	0 - 18
	Getijdenetes	96 - 116	64 - 96	32 - 64	0 - 32
	Havengeul IJzer	22 - 27	15 - 22	7,5 - 15	0 - 7,5
Slik	Zeeschelde IV	456 - 550	304 - 456	152 - 304	0 - 152
	Zeeschelde III + Rupel	398 - 479	256 - 398	133 - 265	0 - 133
	Zeeschelde II	230 - 277	153 - 230	77 - 153	0 - 77
	Zeeschelde I	195 - 235	130 - 195	65 - 130	0 - 65
	Getijdedurme	113 - 136	75 - 113	38 - 75	0 - 38
	Getijdedijle en -zenne	80 - 96	53 - 80	27 - 53	0 - 27
	Getijdenetes	141 - 170	94 - 141	47 - 94	0 - 47
	Havengeul IJzer	20 - 24	13 - 20	6,6 - 13	0 - 6,6

Zowel voor ondiep gebied als slik wordt het areaal omgezet in een EKC. Dit gebeurt met een lineaire transformatie tussen de boven en –ondergrenzen van de absolute scores naar een EKC met klassengrenzen zoals weergegeven in Tabel 7.4.

Tabel 7.4: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor het areaal ondiep subtidaal en slik voor de waterlichamen die behoren tot de categorie overgangswateren of het riviertype MLz

Klasse	EKC
Goed en hoger	0,75 - 1,00
Matig	0,50 - 0,75
Ontoereikend	0,25 - 0,50
Slecht	0,00 - 0,25

Om de totale EKC op habitatniveau te bekomen wordt het gemiddelde van de EKC's voor slik en ondiep berekend.

7.3.4.2 Deelmaatlat op gemeenschapsniveau

Voor de Zeeschelde, met uitzondering van het waterlichaam Zeeschelde IV, en aansluitende getijwateren wordt deze deelmaatlat door Speybroeck et al. (2008b) beoordeeld aan de hand van de "Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments" (IOBS; AFNOR, 2002). Deze index wordt als volgt berekend:

$$IOBS = 10 * S / T$$

met: S = totaal aantal taxa geïdentificeerd binnen 100 oligochaeten (indien minder dan 100

individuen aanwezig: IOBS kan niet worden berekend)

T = percentage dat de dominante groep binnen de familie Tubificidae uitmaakt (groepen: Tubificidae met capillaire haren en Tubificidae zonder capillaire haren)

Als T = 0 wordt IOBS berekend als 10 * S.

De IOBS is nul wanneer geen oligochaeten worden aangetroffen.

De berekende waarde wordt omgezet in een EKC door middel van een lineaire transformatie tussen de boven en –ondergrenzen van de absolute scores naar de boven- en ondergrenzen van vijf klassen op de EKC-schaal zoals aangegeven in Tabel 7.5. Een IOBS van bijvoorbeeld 4,50 zal op die manier omgezet worden in een EKC van 0,70.

Tabel 7.5: Klassengrenzen gebruikt voor een lineaire omschaling van de berekende IOBS en de EKC voor de deelmaatlat op gemeenschapsniveau voor macro-invertebraten in overgangswateren

IOBS	EKC
6,00 - 10,00	0,80 - 1,00
3,00 - 6,00	0,60 - 0,80
2,00 - 3,00	0,40 - 0,60
1,00 - 2,00	0,20 - 0,40
0,00 - 1,00	0,00 - 0,20

Voor het waterlichaam “Havengeul IJzer” wordt door Speybroeck et al. (2008a) de benadering van de BEQI-index (Benthic Ecology Quality Index; Van Hoey et al., 2007) gebruikt voor de deelmaatlat op gemeenschapsniveau. Deze methode wordt ook toegepast voor het waterlichaam Zeeschelde IV. Deze beoordeling is gebaseerd op vier subindicatoren: biomassa, densiteit, soortenrijkdom en soortensamenstelling.

Van de resulterende EKC van elk van deze vier subindicatoren wordt het gemiddelde genomen om een totale EKC te bekomen.

Deze totale EKC wordt op drie verschillende manieren berekend, namelijk voor het slibrijk litoraal, het zandig litoraal en het sub-litoraal. Voor het slibrijk litoraal gebeurt deze berekening met weglating van de subindicator biomassa en met weglating van de stalen uit het hoog- of het laag-intertidaal. Voor het zandig litoraal wordt de subindicator biomassa eveneens weggelaten maar worden stalen uit het hoog- en het laag-intertidaal samengevoegd met deze uit het mid-litoraal. Voor het sub-litoraal wordt de subindicator biomassa wel meegerekend en worden stalen uit het hoog- en het laag-intertidaal bij deze uit het mid-litoraal gevoegd.

De uiteindelijke beoordeling voor de deelmaatlat op gemeenschapsniveau voor de waterlichamen “Havengeul IJzer” en “Zeeschelde IV” is gelijk aan het gemiddelde van de drie totale EKC's.

7.3.4.3 Berekening totale index

Zowel voor Zeeschelde en aansluitende getijrivieren als voor Havengeul IJzer wordt de totale index berekend als het gemiddelde van de scores van de twee deelmaatlaten:

$$\text{Totale index} = 0,5 * \text{EKC}_{\text{habitatniveau}} + 0,5 * \text{EKC}_{\text{gemeenschapsniveau}}$$

7.3.4.4 Bepaling kwaliteitsklasse

Het toekennen van een kwaliteitsklasse aan de totale index gebeurt aan de hand van de criteria die zijn samengevat in Tabel 7.6.

Tabel 7.6: Klassengrenzen voor macro-invertebraten in overgangswateren

Index	Beoordeling
1,00	Maximaal Ecologisch Potentieel
$\leq 1,00$ en $> 0,75$	Goed en hoger
$< 0,75$ en $> 0,50$	Matig
$< 0,50$ en $> 0,30$	Ontoereikend
$< 0,30$	Slecht

8 Vissen

8.1 Rivieren

De gebruikte visindices voor rivieren zijn geïkt op de Huet zonatie (Huet, 1949). Het betreft een index voor waterlopen van het brasem- en barbeeltype (Belpaire et al., 2000) en een index voor waterlopen van forel- en vlagzalmzone (Breine et al., 2004).

8.1.1 Staalname

Voor het bemonsteren van rivieren wordt gebruikt gemaakt van twee methodes naargelang de afmetingen van de beviste locatie. Ieder locatie wordt elektrisch bevist (wadend of met boot) en dat overeenkomstig de CEN. Bij rivieren met grotere afmetingen worden ook nog twee fuiken (dubbele schietfuiken) uitgezet in iedere locatie. De fuiken worden geplaatst voor een periode van 24 uur. De gevangen vissen worden individueel gemeten (totale lengte) en gewogen (g) waarna ze terug uitgezet worden.

8.1.2 Bewaring

Niet van toepassing.

8.1.3 Determinatie

De gevangen vissen worden gedetermineerd tot op soortniveau. Wanneer nodig wordt het werk van Nijssen & De Groot (1987) gebruikt.

8.1.4 Indexberekening

We maken momenteel onderscheid tussen vier zones die natuurlijk ook ingevoegd kunnen worden in de nieuwe typologie voorgesteld door Jochems et al. (2002). De gebruikte indices komen overeen met de eisen van de kaderrichtlijn water.

Voor de waterlopen van het brasem en barbeeltype worden gemeenschappelijke metrieken gebruikt maar zijn de scoregrenzen aangepast.

Tabel 8.1 geeft het overzicht van de geselecteerde metrieken en hun grenswaarden voor het berekenen van de Index voor Biotische Integriteit (IBI).

Tabel 8.1: Bepaling metrieken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor waterlopen van het type brasem en barbeel

Metriek	Score				
	5	4	3	2	1
Type brasem					
Totaal aantal soorten					
<i>Rivier breedte < 3m</i>	≥7	6	5-4	3-2	1
<i>Rivier breedte 3-6.4m</i>	≥12	11-9	8-6	5-3	≤2
<i>Rivier breedte 6.5-8.9m</i>	≥13	12-10	9-7	6-4	≤3
<i>Rivier breedte ≥ 9m</i>	≥14	13-10	9-7	6-4	≤3
Gemiddelde tolerantiewaarde	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2
Gemiddelde typische soorten waarde	≥3.3	3.29-3	2.99-2.7	2.69-2.4	<2.4
Type soorten*	≥4.5	4.49-3.5	3.49-2.5	2.49-1.5	<1.5
% <i>Rutilus rutilus</i>	10-25	25.1-35	35.1-45	45.1-55	>55
		7.5-9.9	5-7.4	2.5-4.9	<2.5
% <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	≥10	5-9.9	2-4.9	1-1.9	<1

% <i>Tinca tinca</i> **	≥15 (+ rekr.)	10-14.9 (+rekr.)	<10 (+ rekr.)	≥15 (- rekr.)	<15 (- rekr.)
Totale biomassa (kg/ha)	100-349	350-499 75-99	500-649 50-74	650-799 25-49	≥800 <25
Gewicht % exoten	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10
Trofische compositie	5-4.3	4.29-3.5	3.49-2.5	2.49-1.7	<1.7
% omnivore soorten	<1		1-5		>5
% invertivore soorten	>45		45-20		<20
% piscivore soorten	3-5		2.9-1 5.1-7		<1 >7
Natuurlijke rekrutering (%)	≥85	84.9-70	69.9-55	54.9-40	<40
Type barbeel					
Total aantal soorten					
<i>Rivier breedte < 3m</i>	≥5	4	3	2	1
<i>Rivier breedte 3-6.4m</i>	≥7	6	5-4	3-2	1
<i>Rivier breedte 6.5-8.9m</i>	≥10	9-8	7-6	5-4	≤3
<i>Rivier breedte ≥9m</i>	≥12	11-9	8-6	5-4	≤3
Gemiddelde tolerantiewaarde	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2
Gemiddelde typische soorten waarde	≥3.1	3.09-2.8	2.79-2.5	2.49-2.2	<2.2
Type soorten*	≥4.5	4.49-3.5	3.49-2.5	2.49-1.5	<1.5
% <i>Gasterosteus aculeatus</i>	<3	3-4.9	5-6.9	7-8.9	≥9
% <i>Barbatula barbatula</i>	≥11	10.9-9	8.9-7	6.9-5	<5
% <i>Leuciscus cephalus</i> **	>20 (+ rekr.)	20-5 (+ rekr.)	<5 (+ rekr.)	≥25 (- rekr.)	<25 (- rekr.)
Totale biomassa (kg/ha)	250-349	350-449 100-249	450-549 60-99	550-649 20-59	≥650 <20
Gewicht % exoten	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10
Trofische compositie	5-4.3	4.29-3.5	3.49-2.5	2.49-1.7	<1.7
% omnivore soorten	<1		1-5		>5
% invertivore soorten	>45		45-20		<20
% piscivore soorten	3-5		2.9-1 5.1-7		<1 >7
Natuurlijke rekrutering (%)	≥85	84.9-70	69.9-55	54.9-40	<40

*: score wordt bekomen door het gemiddelde te nemen van de scores bekomen voor de cursief gedrukte soorten

**": "+ rekr." en "- rekr." staat voor aan- of afwezigheid van rekrutering

De bekomen indexscore wordt omgezet in een EKC wat toelaat om een kwaliteitsklasse te bepalen (integriteitklasse) zoals aangetoond in Tabel 8.3.

Voor de forel- en vlagzalmzone worden andere metrieken gebruikt (zie Tabel 8.2).

Tabel 8.2: Metrieken en grenswaarden voor waterlopen van het type forel en/of vlagzalm (verhang $\geq 3\%$, rivier breedte ≤ 4.5 m)

Metriek	Score		
	1	3	5
Soortenrijkdom en compositie			
Totaal aantal soorten			
Verhang klasse 1 (<4‰)	<4	4-7	≥ 8
Verhang klasse 2 (4-5‰)	<3	3-5	≥ 6
Verhang klassen 3, 4 & 5 (>5‰)	1	2-4	≥ 5
Typische soorten waarde			
Verhang klasse 1	<1.44	1.44-2.88	>2.88
Verhang klasse 2	<1.49	1.49-2.97	>2.97
Verhang klasse 3 (>5-8‰)	<1.57	1.57-3.13	>3.13
Verhang klasse 4 (>8-12.5‰)	<1.69	1.69-3.37	>3.37
Verhang klasse 5 (>12.5‰)	<1.85	1.85-3.69	>3.69
Shannon-Wiener diversiteit index (evenness)	<0.53	0.53-0.68	>0.68
Waarde van migrerende soorten	<2	2-4	>4
Vis conditie en abundantie			
Biomassa (kg/ha)			
Verhang klasse 1	≤ 130	130.1-250	>250
Verhang klasse 2	≤ 80	80.1-150	>150
Verhang klasse 3	≤ 46	46.1-100	>100
Verhang klassen 4 & 5	≤ 30	30.1-60	>60
Lengte klasse waarde	<2	2-3.99	4-5
Trofische compositie en habitat gebruik			
% invertivore individuen	<26	26-45	>45
Aantal bentische soorten	1	2-3	>3
% gespecialiseerde paaiers			
Verhang klasse 1	<8	8-15.9	≥ 16
Verhang klasse 2	<10	10-20.9	≥ 21
Verhang klasse 3	<12	12-30.9	≥ 31
Verhang klasse 4	<24	24-47.9	≥ 48
Verhang klasse 5	<35	35-69.9	≥ 70

Tabel 8.3: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden

IBI-score	EKC	KRW indeling	Kleurcode	Beschrijving van de situatie
>4.25-5	>0.85	Zeer goed	Blauw	Natuurlijke situatie zonder menselijke verstoring. Alle te verwachten soorten zijn aanwezig, ook de gevoeligste. Evenwichtige

				trofische structuur.
>3.25-4.25	>0.65-0.85	Goed	Groen	Soortenrijkdom lager dan verwacht. Er zijn minder vissen en minder gevoelige soorten aanwezig. De trofische structuur vertoont tekenen van stress.
>2.25-3.25	>0.45-0.65	Matig	Geel	Er komen slechts enkele tot geen gevoelige soorten meer voor. De trofische structuur is gebroken.
≥1.25-2.25	≥0.25-0.45	Ontoereikend	Oranje	Er is weinig vis aanwezig. Er komen vooral geïntroduceerde en tolerante vissoorten voor.
<1.25	<0.25	Slecht	Rood	Er wordt geen of bijna geen vis aangetroffen.

8.2 Meren

8.2.1 Voor de beoordeling van vis in meren wordt de visindex voor stilstaande waters (Belpaire et al., 2000) toegepast. Staalname

De gebruikte vistechieken zijn: elektrische vangsten (oeverzones), kieuwnetten en fuiken (pelagisch) en wanneer mogelijk wordt het zegenet gebruikt. De stilstaande waters worden in zones ingedeeld op basis van habitatkarakteristieken.

8.2.2 Bewaring

Niet van toepassing.

8.2.3 Determinatie

De gevangen vissen worden gedetermineerd tot op soortniveau. Wanneer nodig wordt het werk van Nijssen & De Groot (1987) gebruikt.

8.2.4 Indexberekening

De geselecteerde metrieken en hun grenswaarden worden in Tabel 8.4 weergegeven.

Tabel 8.4: Bepaling metrieken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor stilstaande wateren

Metriek	Score				
	5	4	3	2	1
Totaal aantal soorten	>15	15-12	11-8	7-3	<3
Gemiddelde tolerantiewaarde	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2
Type soorten*	≥4.5	4.49-3.5	3.49-2.5	2.49-1.5	<1.5
% <i>Rutilus rutilus</i>	10-25	25.1-35	35.1-45	45.1-55	>55
		9.9-7.5	7.4-5	2.5-4.9	<2.5
% <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	≥10	9.9-5	4.9-2	1.9-1	<1
% <i>Abramis brama</i>	0.1-10	10.1-20	20.1-30	30.1-40	>40
					0

Snoek rekrutering en biomassa (kg/ha)**	≥20 (+ rekr.)	10-19.9 (+ rekr.)	<10 (+ rekr.)	≥20 (- rekr.)	<20 (- rekr.)
Zeelt rekrutering en biomassa (kg/ha)**	≥15 (+ rekr.)	10-14.9 (+ rekr.)	<10 (+ rekr.)	≥15 (- rekr.)	<15 (- rekr.)
Totale biomassa (kg/ha)	100-349	350-499	500-649	650-799	≥800
		75-99	50-74	25-49	<25
Gewicht % exoten	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10
Gewicht ratio piscivoren/niet-piscivoren	0.2-0.14	0.139-0.1	0.09-0.067	0.066-0.05	<0.05
		0.201-0.25	0.251-0.33	0.331-0.5	>0.5

*: score wordt bekomen door het gemiddelde te nemen van de scores bekomen voor de cursief gedrukte soorten

** : "+ rekr." en "- rekr." staat voor aan- of afwezigheid van rekrutering

De bekomen indexscore wordt omgezet in een Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC) wat toelaat om een kwaliteitsklasse te bepalen (integriteitklasse) zoals aangetoond in Tabel 8.5.

Tabel 8.5: Waardebeoordeling voor de verschillende IBI scores en EKC waarden

IBI-score	EKC	KRW indeling	Kleurcode	Beschrijving van de situatie
>4-5	>0.8	Zeer goed	Blauw	Natuurlijke situatie zonder menselijke verstoring. Alle te verwachten soorten zijn aanwezig, ook de gevoeligste. Evenwichtige trofische structuur.
>3-4	>0.6-0.8	Goed	Groen	Soortenrijkdom lager dan verwacht. Er zijn minder vissen en minder gevoelige soorten aanwezig. De trofische structuur vertoont tekenen van stress.
>2-3	>0.5-0.6	Matig	Geel	Er komen slechts enkele tot geen gevoelige soorten meer voor. De trofische structuur is gebroken.
≥1-2	≥0.2-0.4	Ontoereikend	Oranje	Er is weinig vis aanwezig. Er komen vooral geïntroduceerde en tolerante vissoorten voor.
<1	<0.2	Slecht	Rood	Er wordt geen of bijna geen vis aangetroffen.

8.3 Overgangswateren

De overgangswateren worden beoordeeld voor vis met de Estuarine Biotic Index (EBI).

8.3.1 Staalname

Voor overgangswateren wordt met dubbele schietfuiken bemonsterd. Deze fuiken worden bij laag tij geplaatst. Na 24 uur worden de netten geledigd en terug geplaatst voor een periode van 24 uur. In het zoete gedeelte wordt dezelfde methode toegepast soms aangevuld met elektrische afvissingen (zoals bepaald in CEN).

8.3.2 Bewaring

Niet van toepassing.

8.3.3 Determinatie

De gevangen vissen worden gedetermineerd tot soortniveau. Wanneer nodig wordt het werk van Nijssen & De Groot (1987) gebruikt.

8.3.4 Indexberekening

De ontwikkelde index doet geen uitspraak over goede of zeer goede kwaliteit. Immers we hebben geen referenties (historisch noch actueel) die bruikbaar waren voor het bepalen van de grenswaarden. Tabel 8.6 geeft de geselecteerde metrieken en hun grenswaarden en Tabel 8.7 geeft de scoregrenzen voor de integriteitsklassen. Indien waarden worden bekomen die hoger zijn dan de bovengrenswaarde van de matige toestand kan wel aangenomen worden dat de toestand waarschijnlijk goed is maar we hebben dat statistisch niet kunnen ondersteunen.

Tabel 8.6: Geselecteerde metrieken en grenswaarden (berekend als gemiddelde waarde per fuikdag)

Metriek	Score				
	0	0.25	0.5	0.75	1
Soorten rijkdom en compositie					
Totaal aantal soorten	≤7	>7	>9	>10	>11
% spiering individuen	≤0.33		>0.33	>1.12	>2.68
% Marien juveniel migrerende individuen	≤33.0	>33.0	>54.2	>73.1	>82.0
Trofische compositie en habitatgebruik					
% Omnivore individuen	≥16.44	<16.44	<7.90	<3.37	<1.17
% Piscivore individuen	≤12.84	>12.84	>19.44	>27.23	>41.19

Tabel 8.7: Estuariene Biotische Integriteit Index (EBI) scoregrenzen uitgedrukt als Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt (EKC), de overeenkomstige integriteitklasse en de kleurcode

EBI grenswaarden	Integriteit klasse	Kleurcode
>0.85	Zeer goed	Blauw
>0.615	Goed	Groen
>0.5	Matig	Geel
>0.25	Ontoereikend	Oranje
≤0.25	Slecht	Rood

9 Beoordeling van kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen

De kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen zijn aangeduid volgens de benadering van het Decreet Integraal Waterbeleid (DIWB; Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 2003). Voor elk Vlaams waterlichaam is de status (natuurlijk, sterk veranderd of kunstmatig) gespecificeerd in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen. Natuurlijke waterlichamen worden beoordeeld volgens de methoden die besproken zijn in hoofdstukken 4 tot en met 8. De kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen worden beoordeeld volgens aangepaste methoden.

+

9.1 Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie rivieren (m.u.v. type MLz)

Voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie rivieren (m.u.v. type MLz) werd een generieke methodiek ontwikkeld, die bondig geschetst wordt in het INBO rapport INBO.R.2008.12 (Van Looy et al, 2008). Een uitzondering betreft het Kanaal Gent-Terneuzen (VL08_165). Voor dit waterlichaam werden alle biologische kwaliteitselementen aangeduid als niet relevant. Wegens de zeer sterke schommelingen van het zoutgehalte op lange termijn is het momenteel niet mogelijk een uitspraak te doen over de kwaliteit van dit waterlichaam aan de hand van deze biologische kwaliteitselementen. Voor de andere waterlichamen aanleunend bij de categorie rivieren werd onderstaande generieke methode toegepast.

9.1.1 Identificeren blijvende drukken

Eerst moeten de nuttige doelen per waterlichaam worden geïdentificeerd. In een studie van Soresma (2006) werd voor elk waterlichaam aangegeven welke nuttige doelen relevant zijn. In een volgende stap werd aan de waterbeheerders gevraagd welke drukken aanwezig zijn in het waterlichaam die strikt noodzakelijk zijn voor een nuttig doel. Daarnaast werd een criterium opgesteld met de kritische belasting voor deze drukken, dit is het minimale percentage beïnvloed aandeel van een waterlichaam dat nodig is om het als significant te beschouwen. Op die manier wordt een lijst met significant aanwezige en blijvende drukken per waterlichaam bekomen.

9.1.2 Drukken die aanleiding geven tot een verandering in type

Een aantal van deze drukken kan aanleiding geven tot het wijzigen van het overeenkomstige natuurlijke type. In het kader van de studie rond referentiecondities en evaluatiesystemen voor macrofyten en fyto-benthos is deze typeverandering opgelijst voor een aantal types (Leyssen et al., 2005). Deze wijzigingen zijn reeds in rekening gebracht bij het toewijzen van de aanleunende types aan de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen zoals vermeld in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen.

Voor fytoplankton wordt een bijkomende voorwaarde toegevoegd die aanleiding kan geven tot een gewijzigd beoordelingstype. Voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunend bij de categorie rivieren wordt de kwaliteitsbeoordeling voor de parameter chloride bekeken. Als het waterlichaam hiervoor een beoordeling "ontoereikend" of "slecht" kreeg, dan gebeurt de beoordeling van het kwaliteitselement fytoplankton op basis van het beoordelingstype 23 (zie paragraaf 4.1.4). Zoniet wordt het beoordelingstype voor de natuurlijke types gebruikt.

9.1.3 Drukken die aanleiding geven tot een aangepaste beoordeling

Daarna wordt de invloed van blijvende hydromorfologische drukken op de verschillende biologische kwaliteitselementen ingeschat. Belangrijk daarbij is dat voor een aantal drukken reeds een bepaalde 'mitigatie' (mildering) verondersteld wordt.

Deze aangepaste beoordeling wordt met name doorgevoerd bij het kwaliteitselement macrofyten. Hiervoor wordt aan de hand van een zogenaamde "ingreep-effect"-tabel (Bijlage 2 in Leyssen et al., 2006) beoordeeld welke aanwezige drukken op het waterlichaam aanleiding geven tot het weglaten van bepaalde deelmaatlaten in de totale beoordeling. Omdat de beoordeling voor macrofyten werkt met een "one out, all out"-systeem, geeft het weglaten van een deelmaatlat in feite aanleiding tot een versoepelde norm hoewel het cijfer van de

ondergrens (GEP) niet is gewijzigd t.o.v. het GET (met name 0,60). Daarom wordt dit in de GEP-tabel in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen aangeduid met een asterisk (0,60*).

Het schrappen van deelmaatlatten wordt beoordeeld op basis van veldwaarnemingen in het waterlichaam. De ingreep-effect tabel geeft aan welke deelmaatlatten geschrapt mogen worden bij een aanwezige druk, maar dit schrappen gebeurt enkel op voorwaarde dat de aanwezige druk nodig wordt geacht voor een aanwezig nuttig doel. Tabel 10.1 geeft per ingreep uit de ingreep-effect tabel aan bij welke nuttige doelen deze ingrepen geoorloofd zijn (m.a.w. het schrappen van de vermelde deelmaatlatten toelaten). Dus als voor een waterlichaam een bepaalde ingreep uit Tabel 10.1 is geregistreerd, en dit waterlichaam is aangeduid voor minstens één van nuttige doelen die hiermee in de tabel geassocieerd worden, dan mogen de in de ingreep-effect tabel aangegeven deelmaatlatten voor deze ingreep geschrapt worden.

Tabel 10.1: Ingrepen uit ingreep-effect tabel en de nuttige doelen waarbij deze ingrepen het schrappen van deelmaatlatten toelaten

Ingreep	Nuttig doel	
	Scheepvaart + havenfaciliteiten	Bescherming tegen overstromingen
Oeververdediging – niet doorgroeibaar	X	
Oeververdediging – onderste deel talud verstevigd, niet doorgroeibaar	X	
Bodem – verdieping (te diep voor macrofyten)	X	X
Bodem – omwoelen van waterbodembodem door intensieve bodemvisserij / scheepvaart	X	
Bodem – waterbodembodemverdediging / verharding (ondoorgroeibaar)	X	X
Onderhoud – bedding (gewone kruidruiming) – frequent	X	X
Onderhoud – bedding (intensieve kruidruiming) – frequent	X	X
Onderhoud – bedding (intensieve kruidruiming) – occasioneel	X	X

Voor kunstmatige waterlopen wordt dit systeem toegepast net zoals voor sterk veranderde waterlopen, maar voor deze waterlichamen zijn de nuttige doelen niet aangeduid. Voor deze waterlichamen wordt daarom de aanwezigheid van de nuttige doelen scheepvaart + havenfaciliteiten en bescherming tegen overstromingen beoordeeld op basis van de beschikbare informatie bij VMM en MOW.

Deelmaatlatten die op trajectniveau beter of even goed scoren dan de EKC die bepaald wordt door de slechtste deelmaatlat van het traject die niet geschrapt mag worden, worden niet geschrapt bij de berekening op waterlichaamniveau. Deze deelmaatlatten hebben geen effect op de EKC op trajectniveau, maar kunnen dit wel hebben op waterlichaamniveau.

Bij het berekenen van het gemiddelde van een deelmaatlat over de verschillende trajecten binnen een waterlichaam worden enkel de niet-geschrapte resultaten gebruikt, tenzij dit tot gevolg zou hebben dat dit gemiddelde lager uitvalt dan wanneer alle trajecten meegenomen worden. In dat geval worden alle resultaten voor deze deelmaatlat meegenomen. Op die manier wordt de mogelijkheid uitgesloten dat de totale EKC voor een waterlichaam lager uitvalt wanneer het GEP wordt toegepast dan wanneer dit niet wordt toegepast.

Wanneer de deelmaatlat vegetatieontwikkeling vervalt en typespecificiteit niet, de uitzonderingsregel (indien het verschil tussen vegetatieontwikkeling en typespecificiteit meer dan 0,4 bedraagt), zoals vermeld in paragraaf 6.1.5.4, nog steeds toegepast wordt. In de eindbeoordeling wordt dan wel degelijk TS' als deelmaatlat gebruikt en niet TS.

9.1.4 Drukken die aanleiding geven tot een ruimtelijk opgesplitste beoordeling

De blijvende drukken die geen aanleiding geven tot een aanpassing van het overeenkomstige natuurlijke type, zijn hydromorfologische drukken die een overwegend lokaal effect hebben. Drukken van dit type komen

versnipperd voor over de hele lengte van het waterlichaam, waardoor het praktisch onmogelijk wordt om een waterlichaam op te splitsen in beïnvloede en niet-beïnvloede gedeelten. Daarom werd gekozen voor een generieke aanpak: het percentage verhard oppervlak nabij de oevers van het waterlichaam werd via een GIS-oefening in kaart gebracht en gebruikt als maat voor de graad van morfologische degradatie over het hele waterlichaam.

Deze ruimtelijk opgesplitste beoordeling wordt toegepast voor de kwaliteitselementen vis en macro-invertebraten. Ze wordt bovendien enkel toegepast wanneer dit percentage tussen 10% en 90% bedraagt. Wanneer het percentage lager is, worden voor het waterlichaam in kwestie de kwaliteitselementen macro-invertebraten en vissen beoordeeld aan de hand van het GET (0,70 resp. 0,60). Er is slechts één waterlichaam waarvoor het percentage hoger is, nl. VL05_79, Dijle III (100%). Voor dit waterlichaam worden alle biologische kwaliteitselementen als “niet relevant” aangeduid.

Bij de types Pz en Pb wordt deze aangepaste beoordeling bij de macro-invertebraten eveneens niet toegepast en blijven de ondergrenzen voor GEP, matig ecologisch potentieel en ontoereikend ecologisch potentieel gehandhaafd op respectievelijk 0,60, 0,40 en 0,20.

Voor de waterlichamen waarbij deze aangepaste methode wordt gebruikt, wordt eerst de zone nabij de oever afgebakend voor de berekening van het GEP (zie verder), afhankelijk van het type waterlichaam:

-voor Bg en BgK: zone binnen een afstand van 0-25 meter tot het midden van de waterloop

-voor Rk, Rg en Rzg: zone binnen een afstand van 0-50 meter tot het midden van de waterloop

Het GEP wordt vervolgens berekend als gewogen gemiddelde tussen de norm voor de goede toestand in de niet-beïnvloede gedeelten (GET; zijnde 0,70 voor macro-invertebraten en 0,60 voor vissen) en een norm “huidige toestand” daarbuiten. Het cijfer voor “huidige toestand” is bij de macro-invertebraten gebaseerd op de drie meest recent uitgevoerde EKC-beoordelingen binnen het waterlichaam voor dat kwaliteitselement, waarbij de laagste waarde wordt gekozen als representatief voor het gedeelte dat wel beïnvloed is. Deze “slechtste score” dient wel minstens 0,35 te bedragen, zoniet wordt met 0,35 gerekend. Bij de vissen wordt gewerkt met de meest recent bepaalde EKC-waarde, waarbij een ondergrens van 0,25 wordt gehanteerd. Deze ondergrens is de waarde van de EKC waarvan verondersteld wordt dat ze steeds gehaald kan worden, ook wanneer de structuurkenmerken uiterst slecht zijn (bijv. verharde oever). De gebruikte waarden zijn bepaald door middel van “expert judgement”. Het verschil tussen beide cijfers weerspiegelt onderlinge verschillen tussen beide kwaliteitselementen (vis en macro-invertebraten) op het niveau van de EKC (onder meer de mate waarin de score reageert op wijzigingen in structuurkwaliteit en, daarmee samenhangend, de klassengrenzen die vastgelegd zijn voor deze kwaliteitselementen).

Het GEP voor een sterk gewijzigd waterlichaam aanleunend bij de categorie rivieren is dus:

$$\text{GEP} = \text{GET} \times (1 - A) / 100 + \text{HT} \times A / 100$$

met: A: percentage verharding binnen de afgebakende zone

HT (huidige toestand): voor macro-invertebraten de laagste van de 3 meest recente EKC-bepalingen binnen het waterlichaam met minimumwaarde 0,35; voor vissen de meest recente EKC-bepaling met minimumwaarde 0,25.

Het zo bekomen GEP wordt voor de macro-invertebraten afgerond tot op 0,05.

Voor een beperkt aantal gevallen waren er onvoldoende gegevens beschikbaar. Bij de macro-invertebraten is voor die waterlichamen het cijfer bepaald op basis van de beschikbare expertise. Bij de vissen is voor die waterlichamen het GEP vastgelegd op 0,60 en zal het INBO indien nodig nog bijkomende aanpassingen doorvoeren. Dit is in de GEP-tabel aangeduid met een asterisk (0,60*).

De andere klassengrenzen van het ecologisch potentieel, namelijk tussen matig en ontoereikend ecologisch potentieel en tussen ontoereikend en slecht ecologisch potentieel worden vastgelegd door het bereik van de potentieel-maatlat tussen GEP en 0 niet eenvoudigweg door drie te delen, maar de intervalbreedtes evenredig in te delen aan de indeling van de overeenkomstige maatlat voor het betreffende kwaliteitselement voor het ‘natuurlijke’ type.

De volgende formules worden dus toegepast:

-grens matig/ontoereikend potentieel = $GEP * (\text{ondergrens matig voor natuurlijke waterlichamen} / \text{ondergrens goed voor natuurlijke waterlichamen})$

-grens ontoereikend/slecht potentieel = $GEP * (\text{ondergrens ontoereikend natuurlijke waterlichamen} / \text{ondergrens goed voor natuurlijke waterlichamen})$

Voor de macro-invertebraten worden de zo bekomen grenzen afgerond tot op 0,05.

Bij de vissen komen deze formules overeen met 2/3 resp. 1/3 van het GEP omdat de relevante grenzen bij de natuurlijke waterlichamen respectievelijk 0,60, 0,40 en 0,20 zijn. Voor de macro-invertebraten is dit niet het geval omdat de klassengrenzen anders zijn (0,70, 0,50 resp. 0,30).

9.2 Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie meren

De beoordelingsschema's voor deze waterlichamen werden per waterlichaam individueel vastgelegd in een specifieke studie.

Voor het Vinne (VL05_119) werden ontwerpnormen voorgesteld door Louette et al. (2008d).

Voor de Brugse Reien (VL05_155) werd nog geen specifieke studie uitgevoerd. Voor dit waterlichaam werd beslist dat macrofyten niet relevant zijn als biologisch kwaliteitselement en dat dit dus niet beoordeeld wordt. Voor het kwaliteitselement fyto benthos gelden dezelfde criteria als voor de natuurlijke waterlichamen van het type Ami, voor de overige kwaliteitselementen (waarvoor in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen voor dit waterlichaam "ntb" of "nog te bepalen" is ingevuld), gelden eveneens voorlopig de criteria voor Ami.

Voor de Antwerpse Havendokken + Schelde-Rijnverbinding (VL05_187) werden ontwerpnormen voorgesteld door Pals & Vercoutere (2008). Het kwaliteitselement macrofyten werd daarbij als niet relevant aangeduid.

Voor Blankaart Spaarbekken (VL05_188) en Kluizen I+II Spaarbekken (VL05_199) werden geen studies uitgevoerd. Voor deze waterlichamen werden de biologische kwaliteitselementen macrofyten, macro-invertebraten en vissen als niet relevant aangeduid. De biologische kwaliteitselementen fytoplankton en fyto benthos (waarvoor in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen voor deze waterlichamen "ntb" of "nog te bepalen" is ingevuld) worden voor deze waterlichamen voorlopig beoordeeld volgens de criteria voor Ami.

Voor Blokkersdijk (VL05_189) werden ontwerpnormen voorgesteld door Louette et al. (2008a).

Voor Boudewijnkanaal + Achterhaven Zeebrugge (VL05_190) werden ontwerpnormen voor fytoplankton voorgesteld door Van Wichelen et al. (2008b). De kwaliteitselementen fyto benthos, macrofyten en macro-invertebraten werden voor dit waterlichaam als niet relevant aangeduid, zoals vermeld in het ontwerp-stroomgebiedbeheerplan dat werd goedgekeurd door de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid op 14 oktober 2008.

Voor de Desselse Zandputten (VL05_191) (aansluitend bij het type Awom) en het Donkmeer (VL05_192) (aansluitend bij het type Ami) werden nog geen specifieke studies uitgevoerd. Deze waterlichamen (waarvoor in de ontwerp-stroomgebiedbeheerplannen "ntb" of "nog te bepalen" is ingevuld) worden voorlopig beoordeeld volgens de criteria voor natuurlijke waterlichamen horend bij de overeenkomstige types.

Voor Eisden Mijn (VL05_193) werden ontwerpnormen voorgesteld door Pals & Van Dam (2014). Voor het Galgenweel (VL05_194) werden ontwerpnormen voorgesteld door Van Ballaer et al. (2008). Het kwaliteitselement fyto benthos werd daarbij als niet relevant aangeduid.

Voor Gavers Harelbeke (VL05_195) werden ontwerpnormen voorgesteld door Van Damme et al. (2013).

Voor Grindplas Kessenich (VL05_196) en Spaanjerd + Heerenlaak (VL05_201) werden ontwerpnormen voorgesteld door Lock et al. (2007).

Voor de Grote Vijver Mechelen (VL05_197) werden ontwerpnormen voorgesteld door Louette et al. (2008b).

Voor Hazewinkel (VL05_198) werden ontwerpnormen voorgesteld door Van Damme et al. (2014).

Voor het Schulensmeer (VL05_200) werden ontwerpnormen voorgesteld door Louette et al. (2008c).

Voor Spuikom Oostende (VL05_202) werden ontwerpnormen voor fytoplankton voorgesteld door Van Wichelen et al. (2008c). De kwaliteitselementen fyto-benthos, macrofyten, macro-invertebraten en vissen werden voor dit waterlichaam als niet relevant aangeduid.

9.3 Kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen aanleunende bij de categorie overgangswateren of het type MLz

Voor deze waterlichamen werd bij het ontwikkelen van de beoordelingsmethode reeds rekening gehouden met MEP-GEP omdat al deze waterlichamen sterk veranderd of kunstmatig zijn. Hiervoor kan dus verwezen worden naar de relevante paragrafen in de hoofdstukken 4 tot en met 8.

Voor de kunstmatige overgangswateren Blankenbergse Havengeul + Jachthavens (VL05_184), Oostendse Havengeul + Dokken (VL05_185) en Zeebrugge Buitenhaven (VL05_186) werden de kwaliteitselementen fytoplankton, macrofyten, macro-invertebraten en vissen als niet relevant aangeduid, zoals vermeld in het ontwerp-stroomgebiedbeheerplan dat werd goedgekeurd door de Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid op 14 oktober 2008. Voor deze drie waterlichamen worden er dus geen biologische beoordelingen toegepast.

REFERENTIES

- AFNOR (2002). Qualité de l'eau. Détermination de l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS). Norme AFNOR T 90-390. Avril 2002. Association Française de Normalisation, Saint-Denis La Plaine, Frankrijk.
- 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 waterbodies. *Hydrobiologia* 434(1-3): 17-33.
- Biesbrouck, B., Es, K., Van Landuyt, W., Vanhecke, L., Hermy, M. & Van den Brempt, P. (2001). Een ecologisch register voor hogere planten als instrument voor het natuurbehoud in Vlaanderen. Eindrapport VLINA 00/01, Brussel. 49 p.
- 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(1-3): 133-148.
- Breine, J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. & Belpaire, C. (2007). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575(1): 141-159.
- Breine, J., Simoens, I., Haidvogel, G., Melcher, A., Pont, D., Schmutz, S. & the FAME CONSORTIUM, (2005). Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005. 81 p.
- Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevorde, B. & Van den Bergh, E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND.OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 137 p. + bijlagen.
- CEN (2004). EN 14407:2004. Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters. European Committee for Standardization, Brussel. 16 p.
- CEN (2006). EN 15204:2006. Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). European Committee for Standardization, Brussel. 46 p.
- Cleve-Euler, A. (1968). Die Diatomeen von Schweden und Finnland. Verlag J. Cramer, Lehre, Duitsland. 1202 p.
- Cohen, M.J., Carstenn, S. & Lane, C.R. (2004). Evaluation of Floristic Quality Indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecological Applications* 14(3): 784-794.
- DARES Consortium (2004). Diatom Assessment of River Ecological Status. http://craticula.ncl.ac.uk/DARES/dares_project.htm.
- Degraer, S., Wittoeck, J., Appeltans, W., Cooreman, K., Deprez, T., Hillewaert, H., Hostens, K., Mees, J., Vanden Berghe, W. & Vincx, M. (2006). De macrobenthos atlas van het Belgisch deel van de Noordzee. Federaal Wetenschapsbeleid, Brussel. Wettelijk depot D/2005/1191/5. ISBN 90-810081-5-3. 164 p.
- Denys, L. (2006). Validation and revision of the reference concept for river phytobenthos in Belgium - Flanders proposed for the European Water Framework Directive, based on diatom assemblages from reference sites in the Central-Baltic GIG region. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2006.163. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 7 p. + appendices.
- De Pauw, N., Lambert, V., Van Kenhove, A. & Bij de Vaate, A. (1994). Performance of two artificial substrate samplers for macroinvertebrates in biological monitoring of large and deep rivers and canals in Belgium and The Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment* 30(1): 25-47.
- De Pauw, N., Roels, D. & Fontoura, P. (1986). Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by means of the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia* 133(3): 237-258.

- De Pauw, N. & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100(1): 153-168.
- De Pauw, N. & Vannevel, R. (eds.) (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen. 316 p.
- EU (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L327: 1-72.
- EU (2018). Besluit (EU) 2018/229 van de Commissie van 12 februari 2018 tot vaststelling van de indelingswaarden voor de monitoringssystemen van de lidstaten die het resultaat zijn van de interkalibratie, overeenkomstig Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad, en tot intrekking van Besluit 2013/480/EU van de Commissie. Publicatieblad van de Europese Unie L47:1-91.
- EU (2013). Richtlijn 2013/39/EU van het Europees Parlement en de Raad van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritair stoffen op het gebied van het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L226: 1-17.
- Gabriels, W., Goethals, P., Adriaenssens, V. & De Pauw, N. (2004). Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water, partim benthische ongewervelden. Eindrapport. Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie, Universiteit Gent, Gent. 59 p. + bijlagen.
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N. & Goethals, P.L.M. (2010). The Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* 40: 199-207.
- Germain, H. (1981). Flore des diatomées eaux douces et saumâtres. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Parijs, Frankrijk. 444 p.
- Hendrickx, A. & Denys, L. (2005). Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Partim "Fytobenthos". Rapport IN.R.2005.06, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 107 p. + bijlagen.
- Hillebrand, H., Durselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic macroalgae. *Journal of Phycology* 35(2): 403-424.
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Revue Suisse d' Hydrologie* 11(3-4): 332-351.
- Hustedt, F. (1961-1966). Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In: Rabenhorst, L. (ed.). Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, Duitsland. p. 1-816.
- Jochems, H., Schneiders, A., Denys, L. & Van den Bergh, E. (2002). Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM.KRLW-typologie.2001. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 68 p. + CD-ROM.
- Kelly, M.G., King, L., Jones, R.I., Barker, P.A. & Jamieson, B.J. (2008). Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610(1): 125-129.
- Krammer, K. (1992). *Pinnularia*. Eine Monographie der europäischen Taxa. *Bibliotheca Diatomologica* 26: 1-353.
- Krammer, K. (1997a). Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* part. *Bibliotheca Diatomologica* 36: 1-382.
- Krammer, K. (1997b). Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* und *Cymbellopsis*. *Bibliotheca Diatomologica* 37: 1-469.
- Krammer, K. (2000). Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 1. The Genus *Pinnularia*. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Ruggell, Liechtenstein. 703 p.
- Krammer, K. (2002). Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 3. *Cymbella*. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Ruggell, Liechtenstein. 584 p.

- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Duitsland. 876 p.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991). Bacillariophyceae. 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Duitsland. 576 p.
- Kutka, F.J. & Richards, C. (1996). Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *Journal of the North American Benthological Society* 15(4): 469-480.
- Lambinon, J., De Langhe, J.E., Delvosalle, L. & Duvigneaud, J. (1998). Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden (Pteridofyten en Spermatofyten). 3e druk. ISBN 9072619234. Nationale Plantentuin van België, Meise. 1091 p.
- Lange-Bertalot, H. (1993). 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. 2/1-4. *Bibliotheca Diatomologica* 27: 1-454.
- Lange-Bertalot, H. (2001). Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 2. *Navicula sensu stricto*. 10 Genera Separated from *Navicula sensu lato*. *Frustulia*. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Ruggell, Liechtenstein. 526 p.
- Lange-Bertalot, H. & Metzeltin, D. (1996). Oligotrophie-Indikatoren, 800 Taxa repräsentativ für drei diverse Seen-Typen, kalkreich - oligodystroph - schwach gepuffertes Weichwasser. *Iconographia Diatomologica* 2: 1-390.
- Lange-Bertalot, H. & Moser, G. (1994). *Brachysira*. Monographie der Gattung. Wichtige Indikator-Spezies für das Gewässer-Monitoring und *Naviculadicta* nov. gen. Ein Lösungsvorschlag zu dem Problem *Navicula sensu lato* ohne *Navicula sensu stricto*. *Bibliotheca Diatomologica* 29: 1-212.
- Leyssen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K. & Vanhecke, L. (2005). Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - partim "Macrofyten". Instituut voor Natuurbehoud in opdracht van VMM, Brussel. 98 p. + bijlagen.
- Leyssen, A., Denys, L., Schneiders, A., Van Looy, K., Packet, J. & Vanhecke, L. (2006). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen voor de biologische kwaliteitselementen macrofyten en fyto benthos en uitwerken van een meetstrategie in functie van de Kaderrichtlijn Water. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2006.09 in opdracht van VMM, Brussel. 92 p. + bijlagen.
- Leyssen, A., Denys, L., Schneiders, A., Van Looy, K., Packet, J. & Vanhecke, L. (2007). Handleiding macrofyteninventarisatie en fyto benthosstaalname in waterlopen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 9 p. + bijlagen.
- Lock, K., Van Wichelen, J., Packet, J., Simoens, I., Van Looy, K., Louette, G., Warmoes, T., Denys, L. & Leyssen, A. (2007). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand, voor een aantal Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren. Deel I. Rapport INBO.R.2007.51. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 192 p.
- Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1): 61-64.
- Lopez, R.D. & Fennessy, M.S. (2002). Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* 12(2): 487-497.
- Louette, G., Van Wichelen, J., Packet, J., De Smedt, S. & Denys, L. (2008a). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Blokkersdijk. D/2008/3241/376. INBO.R.2008.48. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Louette, G., Van Wichelen, J., Packet, J., Warmoes, T. & Denys, L. (2008b). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Grote Vijver Mechelen. D/2008/3241/377. INBO.R.2008.47. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Louette, G., Van Wichelen, J., Packet, J., De Smedt, S. & Denys, L. (2008c). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Schuilensmeer. D/2008/3241/378. INBO.R.2008.49. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Louette, G., Van Wichelen, J., Packet, J., Warmoes, T. & Denys, L. (2008d). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Vinne. D/2008/3241/379. INBO.R.2008.50. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Menden-Deuer, S. & Lessard, E.J. (2000). Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography* 45(3): 569-579.
- Meire, P., Rossaert, G., De Regge, N., Ysebaert, T. & Kuijken, E. (1992). Het Schelde-estuarium: ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. Adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud 1992(57). Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt. 150 p.
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (2003). 18 juli 2003 - Decreet betreffende het integraal waterbeleid. Belgisch Staatsblad 14 november 2003: 55038-55058.
- Mischke, U. & Behrendt, H. (2007). Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. ISBN 978-3-89998-105-6. Weissensee Verlag, Berlin, Duitsland. 88 p.
- Mischke, U. (2008). Begleitbrief zu Neue PhytoFluss Version 2.0 (Mrz08) und Effekt auf die Bewertung von Fließgewässern mittels Phytoplankton. http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/PhytoFluss_Vers2_0_download.zip Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie von Flusseen, Berlin, Duitsland. 7 p.
- Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., van de Bund, W., Collings, S.E., van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R.J.M., García-Criado, F., Gross, E., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jenssen, J.P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M.R., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russel, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T. & Wilson, D. (2003). The determination of ecological quality in shallow lakes - a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive Aquatic Conservation: *Marine and Freshwater Ecosystems* 13(6): 507-549.
- Nijssen, H. & De Groot, S.J. (1987). De Vissen van Nederland. Stichting KNNV-Uitgeverij, Utrecht. 224 p.
- Pals, A. & Van Dam, H. (2014). Vaststellen van het maximaal ecologisch potentieel/goed ecologisch potentieel voor kunstmatige en/of sterk veranderde waterlichamen – partim Eisden Mijn. FP1008/R/873173/Mech. Haskoning Belgium, Mechelen. 81 p. + bijlagen.
- Pals, A. & Vercoetere, B. (2008). Bepalen van het Maximaal Ecologisch Potentieel en het Goed Ecologisch Potentieel voor het waterlichaam Antwerpse Havendokken en Schelde-Rijn verbinding. Opdrachtgever Gemeentelijk Havenbedrijf Antwerpen. Referentie 817965/R/873173/Mech. Haskoning Belgium, Mechelen.
- Reichardt, E. (1997). Taxonomische revision des artenkomplexes um *Gomphonema pumilum* (Bacillariophyceae). *Nova Hedwigia* 65(1-4): 99-129.
- Reichardt, E. (1999). Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Die Arten um *G. affine/insigne*, *G. angustatum/micropus*, *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Oberoligozän in Böhmen. *Iconographia Diatomologica* 8: 1-203.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. (1995). De vegetatie van Nederland: deel 1. Inleiding tot de plantensociologie - grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Leiden, Nederland. 296 p.
- Schneiders, A., Denys, L., Jochems, H., Vanhecke, L., Triest, L., Es, K., Packet, J., Knuysen, K. & Meire, P. (2004). Ontwikkelen van een monitoringsysteem en een beoordelingssysteem voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België, UA en VUB in opdracht van VMM, Brussel. 153 p.

- Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA. 117 p.
- Sherr, E.B. & Sherr, B.F. (1993). Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists. In: Kemp, P.F., Sherr, B.F., Sherr, E.B. & Cole, J.J. (eds.). Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. p. 207-212.
- Soesma (2006). Aanduiding van sterk veranderde waterlichamen voor de Vlaamse rivieren en overgangswateren overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Soesma, Antwerpen.
- Speybroeck, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Braeckel, A., Van den Bergh, E. & Van Thuyne, G. (2008a). KRW doelstellingen in de IJzermonding. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in het Vlaams waterlichaam "Havengeul IJzer" vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. Eindrapport 2008. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. INBO.R.2008.55. 77 p.
- Speybroeck, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braeckel, A., Van Burm, E., Van den Bergh, E., Van Thuyne, G. & Vyverman, W. (2008b). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren. Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen. Eindrapport 2008. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel & Universiteit Gent. INBO.R.2008.56. 154 p.
- Tikkanen, T. & Willén, T. (1992). Växtplanktonflora. Naturvårdsverket, Solna, Zweden. 280 p.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-Methodik. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.
- Van Ballaer, B., De Deckere, E., Muylaert, K. & Meire, P. (2008). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren - partim Galgenweel. Eindrapport. Rapportnummer: ECOBE 08-R118. Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer i.s.m. K.U. Leuven, Biologie Campus Kortrijk.
- Van Damme, S., Denys, L., Van Wichelen, J., Schoelynck, J., Packet, J., Louette, G. & Meire, P. (2014). Vaststellen van het maximaal ecologisch potentieel/goed ecologisch potentieel voor kunstmatige en/of sterk veranderde Vlaamse waterlichamen – partim Hazewinkel (VL05_198 - Willebroek). Rapport ECOBE 014-R181. Universiteit Antwerpen. 81 p.
- Van Damme, S., Van Colen, W., Schoelynck, J., Muylaert, K. & Meire, P. (2013). Vaststellen van het maximaal ecologisch potentieel/goed ecologisch potentieel voor kunstmatige en/of sterk veranderde Vlaamse waterlichamen – partim De Gavers (Harelbeke). Rapport ECOBE 013-R160. Universiteit Antwerpen. 68 p.
- Van Damme, S., Van Hove, D., Ysebaert, T., de Deckere, E., Van den Bergh, E. & Meire, P. (2003). Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macrozoöbenthos, macro-algen en angiospermen voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer. 69 p. + bijlagen.
- van der Molen, D.T. & Pot, R. (red.) (2007). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. December 2007. Rapport STOWA 2007-32. ISBN 978.90.5773.383.3. 362 p.
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T. & Herman, P. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch Coastal and Transitional Waters for the Water Framework Directive. NIOO rapport 2007-02. Nederlands Instituut voor Ecologie, Yerseke, Nederland. 244 p.
- Van Landuyt, W., Vanhecke, L., & Hoste, I. (2006). Rode Lijst van de vaatplanten van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. In: Van Landuyt, W., Hoste, I., Vanhecke, L., Van Den Bremt, P., Vercruyssen, W. & De Beer, D. (eds.). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussel Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel en Nationale Plantentuin van België, Meise i.s.m. Flo.Wer vzw, Brussel.
- Van Looy, K., Denys, L. & Schneiders, A. (2008). Methodiek vaststelling Maximaal en Goed Ecologisch Potentieel (MEP-GEP) voor sterk veranderde waterlopen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (INBO.R.2008.06). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 20 p.

- Van Wichelen, J., Denys, L., Lionard, M., Dasseville, R. & Vyverman, W. (2005). Ontwikkelen van scores of indices voor het biologische kwaliteitselement fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren in overeenstemming met de Europese Kaderrichtlijn Water. Eindrapport VMM.AMO.SCALDIT.fytoplanktonstudie. Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Protistologie en Aquatische Ecologie, Gent. 105 p.
- Van Wichelen, J., Fagot, M., Lavens, F. & Vyverman, W. (2008a). Fytoplanktonanalyses van een aantal Vlaamse waterlopen ten behoeve van de Europese Kaderrichtlijn Water. Eindrapportage van de onderhandse overeenkomst (VMM.ARW.001.2008) in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Onderzoeksgroep Protistologie en Aquatische Ecologie, Gent.
- Van Wichelen, J., De Bock, D. & Vyverman, W. (2008b). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor een aantal Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – Deel II Partim 'Boudewijnkanaal en Achterhaven Zeebrugge'. Rapport studieopdracht VMM.AMO.KRW.ECOPOT-Meren 01/12/2008. Universiteit Gent, Laboratorium voor Protistologie & Aquatische Ecologie.
- Van Wichelen, J., De Bock, D. & Vyverman, W. (2008c). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor een aantal Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – Deel II Partim 'Spuikom'. Rapport studieopdracht VMM.AMO.KRW.ECOPOT-Meren 01/12/2008. Universiteit Gent, Laboratorium voor Protistologie & Aquatische Ecologie.
- Ysebaert, T. & Meire, P. (1999). Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment: a statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. IN 99/19. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 178 p.