



**Opdrachtgever
Brussels Hoofdstedelijk Gewest
BIM - IBGE**

**Uitwerking van een ecologische-analysemethodologie voor sterk
veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels
Hoofdstedelijk Gewest in toepassing van de kaderrichtlijn water
2000/60/EG**

Eindverslag (20-12-2004)



**Vrije Universiteit Brussel
Ludwig Triest & Anneleen Van
Tendeloo**

**Instituut voor Bosbouw en
Wildbeheer
Jan Breine & Claude Belpaire**

**Université Libre de Bruxelles
Guy Josens & Geoffrey Gosset**

Inhoudstabel

Inhoudstabel.....	2
.....	5
1. Afkortingen en definities van enkele veelgebruikte technische termen	6
(G. Josens & G. Gosset).....	6
2. Inleiding.....	9
2.1 Doel van rapport.....	9
2.2 Beschrijving van de monitoringspunten.....	9
2.3 Europese Kaderrichtlijn Water (KRLW).....	10
2.3.1 Categorie.....	11
2.3.2 Typologie.....	12
2.3.3 Rivieren.....	13
2.3.4 Kanaal.....	13
2.3.5 Vijvers.....	14
2.4 Referentieomstandigheden - referentietoestand.....	14
2.5 EQR ecologisch kwaliteitsratio - evaluatietechniek.....	19
2.6 Intercalibratie.....	22
2.7 Monitoring.....	22
3. Macrofyten.....	23
3.1 Voor- en nadelen van macrofyten.....	23
3.2 Methodologie.....	25
3.2.1 Rivieren.....	27
3.2.2 Meren.....	29
3.3 Beoordelingssysteem	31
3.3.1 Rivieren.....	32
3.3.2 Meren.....	34
3.3.3 Voorgestelde beoordelingssysteem.....	34
3.4 Referentietoestand voor macrofyten.....	37
3.4.1 Natuurlijke referentietoestand.....	37
3.4.2 MEP.....	41
3.5 Resultaten macrofytenopname Brussel.....	44
3.5.1 Woluwe.....	45
.....	48
.....	48
.....	48
.....	48
3.5.2 Zenne.....	49
3.5.3 Kanaal.....	49
3.5.4 Vijvers.....	49
4. Fytobenthos.....	52
4.1 Voor- en nadelen van diatomeeën.....	52
4.2 Methodologie.....	54
4.2.1 Verzamelen	54
4.2.2 Preparatie en bewaring.....	58
4.2.3 Identificatie	59
4.2.4 Tellingen.....	59
4.3 Beoordelingssysteem	60
4.3.1 Diatomeeënindices (Uit Triest et al., 2003).....	60
4.3.2 Vergelijking van de verschillende indices.....	63
4.3.3 Klassenindeling via de indices.....	63

4.3.4 Analyse fyto­benthos samen­stelling via positieve en negatieve indicator­soorten (Uit van den Berg, 2004a).....	64
4.3.5 Voorgestelde beoor­delingssysteem	65
4.4 Referentietoestand voor fyto­benthos.....	68
4.4.1 Natuurlijke referentietoestand.....	68
4.4.2 MEP.....	69
4.5 Resultaten fyto­benthosopname Brussel.....	72
4.5.1 Woluwe.....	74
4.5.2 Zenne.....	74
4.5.3 Kanaal.....	75
4.6 Combinatie macrofyten en fyto­benthos tot waterflora.....	75
5. Fytoplankton.....	77
5.1 Voor- en nadelen van fytoplankton.....	77
5.2 Methodologie.....	79
5.2.1 Staalname.....	79
5.2.2 Identificatie en telling.....	79
5.2.3 Abundantieschatting.....	80
5.3 Beoor­delingssysteem	81
5.3.1 Soortensamen­stelling.....	83
5.3.2 Abundantie.....	83
5.3.3 Integratie soortensamen­stelling en abun­dantie (van den Berg, 2004b).....	84
5.3.4 Voorgestelde beoor­delingssysteem	84
5.4 Referentietoestand voor fytoplankton.....	86
5.4.1 Natuurlijke referentietoestand.....	86
5.4.2 MEP.....	86
5.5 Resultaten fytoplankton opname Brussel.....	88
5.5.1 Kanaal.....	90
5.5.2 Vijvers.....	91
6. Macro-invertebraten - les macroinvertébrés.....	94
6.1 Résumé.....	94
6.2 Historique et principes des indices biocénétiques basés sur les macroinvertébrés.....	97
6.3 Avantages et désavantages des macroinvertébrés.....	98
6.4 Les groupes fonctionnels chez les macroinvertébrés.....	99
6.5 Définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique.....	102
6.5.1 Définition des états de référence et des limites de classes en Wallonie.....	102
6.5.2 Définition des états de référence et des limites de classes en Flandre.....	106
6.6 Définition des états de référence et des limites de classes en Région bruxelloise.....	108
6.6.1 Données historiques.....	108
6.6.2 Typologie.....	108
6.6.3 Echantillonnage.....	108
6.6.4 Période des prélèvements.....	108
6.6.5 Matériel.....	109
6.6.6 Prélèvement des échantillons des cours d'eau non navigables, procédure dérivée de l'IBGN.....	109
6.6.7 Echantillonnage des substrats en milieux lotiques.....	109
6.6.8 Echantillonnage des substrats en milieux lentiques.....	110
6.6.9 Prélèvement des échantillons du canal et des étangs, procédure dérivée de l'IBGA.....	110
6.6.10 Nettoyage de l'échantillon sur le terrain.....	111
6.6.11 Conditionnement de l'échantillon.....	111

6.6.12	Etiquetage.....	111
6.6.13	Nettoyage du matériel.....	111
6.6.14	Temps consacré à l'échantillonnage.....	111
6.6.15	Rinçage des échantillons au laboratoire.....	112
6.6.16	Triage.....	112
6.6.17	Déterminations taxonomiques.....	112
6.6.18	Conservation des échantillons.....	112
6.6.19	Encodage des résultats.....	113
6.6.20	Calcul des indices.....	113
6.7	Masses d'eau fortement modifiées - Résultats par rapport aux états de référence.....	114
6.7.1	La Woluwe à la sortie de la Région.....	114
6.7.2	Le Roodkloosterbeek – Ruisseau du Rouge Cloître.....	116
6.7.3	La Senne à l'entrée de la Région bruxelloise (au sud).....	117
6.7.4	La Senne à la sortie de la Région bruxelloise (au nord).....	119
6.8	Discussion.....	121
6.8.1	Comparaison des méthodes wallonne et flamande.....	121
6.8.2	Niveau de confiance dans les résultats – adaptations futures des indices.....	122
6.9	Masses d'eau fortement modifiées - Résultats par rapport aux potentiels écologiques.....	125
6.9.1	la Woluwe et le Roodkloosterbeek.....	125
6.9.2	la Senne.....	130
6.9.3	Les étangs.....	133
6.10	Masses d'eau artificielles - Résultats par rapport aux potentiels écologiques.....	139
6.10.1	Le canal.....	139
6.11	Remerciements.....	144
7.	Vissen.....	145
7.1	Voor- en nadelen van vissen.....	145
7.2	Methodologie.....	147
7.2.1	Rivieren.....	147
7.2.2	Meren.....	148
7.2.3	Besluit.....	148
7.2.4	Voorgestelde methode.....	148
7.3	Beoordelingssysteem.....	151
7.4	Referentietoestanden voor vissen.....	154
7.4.1	Inleiding.....	154
7.4.2	De Zenne.....	155
7.4.3	De Woluwe en Roodkloosterbeek.....	160
7.4.4	Het kanaal Brussel-Charleroi.....	163
7.4.5	De vijvers in het Woluwe park.....	168
7.4.6	Besluit.....	170
7.5	Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest.....	170
7.5.1	Kanaal.....	173
7.5.2	Woluwe.....	173
7.5.3	Roodkloosterbeek.....	174
7.5.4	Zenne.....	174
7.5.5	Vijvers.....	174
8.	Besluit.....	175
8.1	Woluwe.....	175
8.2	Zenne.....	176
8.3	Kanaal.....	176

<u>8.4 Vijvers.....</u>	<u>177</u>
<u>Legende kleuren:</u>	<u>179</u>
<u>Legende monitoringspunten:.....</u>	<u>179</u>
<u>Overzichtskaart.....</u>	<u>179</u>
<u>Waterflora.....</u>	<u>180</u>
<u>Fytoplankton.....</u>	<u>180</u>
<u>Macro-invertebraten.....</u>	<u>181</u>
<u>Referentielijst.....</u>	<u>182</u>

1. Afkortingen en definities van enkele veelgebruikte technische termen

(G. Josens & G. Gosset)

Alkalisch water, meer = eau ou étang alcalin, dont le pH > 7,5

Bivoltin = adjectif qualifiant un organisme réalisant deux générations par an (voir monovoltin, plurivoltin, semivoltin)

Crénon : section d'extrême amont des rivières, sous l'influence directe des sources (notamment en ce qui concerne la température et les substances dissoutes) (voir aussi rhithron, potamon)

DALES = Diatoms for assessing lake ecological status

DARES = Diatoms for assessing river ecological status

DBO₅ = Demande biologique en oxygène (à 20°C pendant 5 jours)

EPT = Ephémères, Plécoptères et Trichoptères

EQR = Ecologische kwaliteitsratio's

Eurytherme = adjectif qualifiant un organisme acceptant de vivre dans une gamme étendue de variations de température (voir aussi microtherme, macrotherme, sténotherme)

Eutrophe = riche en nutriments (voir aussi eutrophisation)

Eutrophisation = processus d'enrichissement en nutriments ; eutrophisation primaire = déversement de nutriments (engrais chimiques), eutrophisation secondaire = enrichissement en nutriments résultant de la minéralisation de matières organiques (eaux d'égout, fumier) (voir aussi nutriments, oligotrophe, mésotrophe, eutrophe, hypereutrophe, pollution organique).

Fiabilité (de l'échantillonnage, des indices, des conclusions) : voir le § 'Discussion' avant la déclaration des potentiels écologiques

GEP = Goed Ecologisch Potentieel

GIS = Groupement d'Intérêt Scientifique "Macrophytes des Eaux continentales"

Hélophyte : plante aquatique dont la base est enracinée sous l'eau et la majeure partie des tiges hors de l'eau (type roseau) (voir aussi hydrophyte)

'Hoog' potentiel = potentiel 'haut' = potentiel écologique de la masse d'eau que l'on peut attendre aux endroits où la restauration s'est faite selon l'hypothèse 'haute'

Hydrophyte : plante aquatique, enracinée ou non, flottant sous ou à la surface de l'eau (types nénuphar et potamot) (voir aussi hélophyte)

Hypereutrophe = excessivement riche en nutriments (voir aussi eutrophisation).

Hypothèse 'basse' = restauration de la qualité chimique de l'eau (sans changer les berges) (voir aussi hypothèse 'basse', potentiel 'haut', potentiel 'haut')

Hypothèse 'haute' = restauration de la qualité chimique de l'eau et au moins localement de berges naturelles (voir aussi hypothèse 'basse', potentiel 'haut', potentiel 'bas')

IBB = Indice biologique belge

IBD = Biological Diatom Index

IBG = indice biologique global (précurseur de l'IBGN)

IBGA= Indice biologique global adapté aux grandes rivières

IBGE = Institut bruxellois de gestion de l'environnement

IBGN = Indice biologique global normalisé

IPS = l'Indice de Polluo-sensibilité Spécifique

KRLW = Kader Richtlijn Water

'Laag' potentiel = potentiel 'bas' = potentiel écologique de la masse d'eau que l'on peut attendre aux endroits où la restauration s'est faite selon l'hypothèse 'basse' ;

Lentique : adjectif qualifiant un habitat ou un tronçon de rivière où le courant est lent (les habitats lentiques prédominent dans le potamon) (voir aussi lotique)

Lotique : adjectif qualifiant un habitat ou un tronçon de rivière où le courant est rapide (les habitats lotiques prédominent dans le rhithron) (voir aussi lentique)

Macroinvertébré : invertébré visible à l'œil nu, (d'où l'utilisation de filets et de tamis à mailles de 500 µm pour les récolter).

Macrotherme = adjectif qualifiant un organisme sténotherme adapté à vivre à des températures relativement élevées(voir aussi microtherme, sténotherme, eurytherme)

MEP = Maximum Ecologisch Potentieel

Mésosaprobe = adjectif qualifiant un milieu moyennement riche en matières organiques (ou des organismes moyennement polluosensibles) (voir aussi pollution organique). On distingue deux sous-classes : β et α mésosaprobe, avec α correspondant à un milieu plus riche en matière organique que β (ou avec β pour des organismes plus polluosensibles que α)

Mésotrophe = moyennement riche en nutriment (voir aussi eutrophisation)

Microtherme = adjectif qualifiant un organisme sténotherme adapté à vivre à des températures relativement basses (voir aussi sténotherme, macrotherme, eurytherme)

Monovoltin = adjectif qualifiant un organisme réalisant une génération par an (voir bivoltin, plurivoltin, semivoltin)

MTR = Mean Trophic Rank

Nutriments = substances minérales essentielles au développement des plantes, c'est-à-dire surtout le phosphore et l'azote, accessoirement le potassium et le silicium

Oligosaprobe = adjectif qualifiant un milieu pauvre en matières organiques (ou des organismes polluosensibles) (voir aussi pollution organique)

Oligotrophe = pauvre en nutriments (voir aussi eutrophisation)

Plurivoltin = adjectif qualifiant un organisme réalisant plusieurs (plus de deux) générations par an (voir bivoltin, monovoltin, semivoltin)

Pollution organique = apport externe de matières organiques dans un milieu : les feuilles mortes qui tombent sur un étang constituent une pollution organique 'naturelle',

l'évacuation des eaux d'égout dans une rivière forme une pollution organique anthropique (voir aussi oligosaprobe, mésosaprobe, polysaprobe, xénosaprobe)

Polysaprobe = adjectif qualifiant un milieu riche en matières organiques (ou des organismes très peu polluosensibles) (voir aussi pollution organique)

Potamon : section d'aval des rivières, où la vitesse du courant $< 0,75$ m/s. Le substrat est majoritairement 'déposé' (graviers, sable, vase) (voir aussi crénon, rhithron)

Potentiel 'bas' = 'laag' potentiel = potentiel écologique de la masse d'eau que l'on peut attendre aux endroits où la restauration s'est faite selon l'hypothèse 'basse' ;

Potentiel 'haut' = 'hoog' potentiel = potentiel écologique de la masse d'eau que l'on peut attendre aux endroits où la restauration s'est faite selon l'hypothèse 'haute'

Rhithron : section d'amont des rivières, où la vitesse du courant $> 0,75$ m/s. Le substrat y est majoritairement 'érodé' (galets, pierres, roches) (voir aussi crénon, potamon)

Semivoltin = adjectif qualifiant un organisme réalisant une demi génération par an (ou une génération par deux ans) (voir bivoltin, plurivoltin, bivoltin)

SHMAK = Stream Health Monitoring and Assessment Kit

STAR = Standardisation of River Classifications

Sténotherme = adjectif qualifiant un organisme ne tolérant de vivre que dans une gamme étroite de variations de température (voir aussi microtherme, macrotherme, eurytherme)

TDI = Trophic Diatom Index

Troglobie (ou troglobionte) = forme de vie adaptée à vivre dans les grottes (yeux et pigmentation absents)

TRS = Trophic Ranking Score

Univoltin = monovoltin

Xénosaprobe = adjectif qualifiant un milieu extrêmement pauvre en matières organiques (ou des organismes très polluosensibles) (voir aussi pollution organique)

2. Inleiding

2.1 Doel van rapport

Dit rapport omvat de uitwerking van verschillende elementen. Voor alle monitoringspunten (bepaald door BIM, zie ook 1.2) zal de methodologie voor het bepalen van de **referentietoestand** (of MEP = maximaal ecologisch potentieel) gedefinieerd worden voor de verschillende organismegroepen (macrofyten, fyto benthos, fytoplankton, macroinvertebraten en vissen).

Daarnaast zal voor de verschillende organismegroepen een **methodologie** uitgewerkt worden voor de monitoring. Een eerste meting met de voorgestelde methodologie werd ook reeds uitgevoerd in september - oktober 2004, de resultaten hiervan worden besproken.

Aan de hand van de uitgevoerde metingen wordt een **beoordeling** t.o.v. het MEP gemaakt van de waterlichamen. De verschillende waterlichamen worden in een klasse opgedeeld en hieraan wordt een kleurcode gegeven, namelijk groen (goed ecologisch potentieel en beter), geel (matig potentieel), oranje (ontoereikend potentieel) en rood (slecht potentieel). Indien er natuurlijke waterlichamen aanwezig zouden zijn, zou ook blauw (zeer goede toestand) gebruikt kunnen worden. In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest worden alle waterlichamen echter als kunstmatig of sterk gewijzigd beschouwd waardoor deze kleur niet gebruikt wordt. Aan de hand van deze klasseringen wordt een kaart opgesteld (met Arc View) waarop de verkregen resultaten gevisualiseerd worden.

2.2 Beschrijving van de monitoringspunten

Voor de verschillende staalnamen werden door het BIM 9 monitoringspunten gekozen. Deze zijn gelegen op de Zenne, het Kanaal en op de Woluwe. De exacte coördinaten voor de verschillende bomonsteringspunten staan weergegeven in tabel 1-1.

1. De Zenne bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht /Viangros)
2. De Zenne bij het verlaten van het Gewest (Haren, Budabrug)
3. Het Kanaal bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht /Ring West)
4. Het Kanaal bij het verlaten van het Gewest (Haren, Viaduct van Vilvoorde)
5. Voor de Woluwe de grote vijver van Bosvoorde
6. Voor de Woluwe de vertakking van de Roodkloosterbeek
7. Voor de Woluwe de Lange vijver van het Woluwepark
8. Voor de Woluwe het Bronnenpark
9. De Woluwe bij het verlaten van het gewest (Woluwe/ Hof ter Musschen)

Van deze 9 punten worden de gegevens van de Zenne (1 & 2), het Kanaal (2 & 4) en de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen (9) doorgegeven aan de EU.

Voor de verschillende punten werd reeds de categorie en het type bepaald door het BIM.

Tabel 1-1: Coördinaten van de bemonsteringspunten.

	Bemonsteringspunt	Code	Plaats	X	Y
1	Zenne	ZEN070	Haren, Budabrug	153035	177441
2	Zenne	ZEN025	Anderlecht/ Viangros	145398	167278
3	Brussel Charleroi	KAN050	Haren, Budabrug	152751	177153
4	Brussel Charleroi	KAN005	Anderlecht, Ring West	149659	177053
5	Grote vijver Bosvoorde	ETA051		153488	164785
6	Roodkloosterbeek	ROO001	Oudergem	154266	167076
7	Lange vijver Woluwepark	ETA013		154386	169128
8	Bronnenpark	ETA223		154688	169416
9	Woluwe	WOL 025/035	Hof ter Musschen	155425	171645

2.3 Europese Kaderrichtlijn Water (KRLW)

De Europese Kaderrichtlijn Water of Richtlijn 2000/60/EG trad in 2000 in werking en stelt als doel een kader te vormen voor de bescherming van landoppervlaktewater, overgangswater, kustwateren en grondwater. De einddoelstelling voor elke lidstaat is het bereiken van een goede ecologische en chemische watertoestand van alle oppervlakte- en grondwateren tegen 2015.

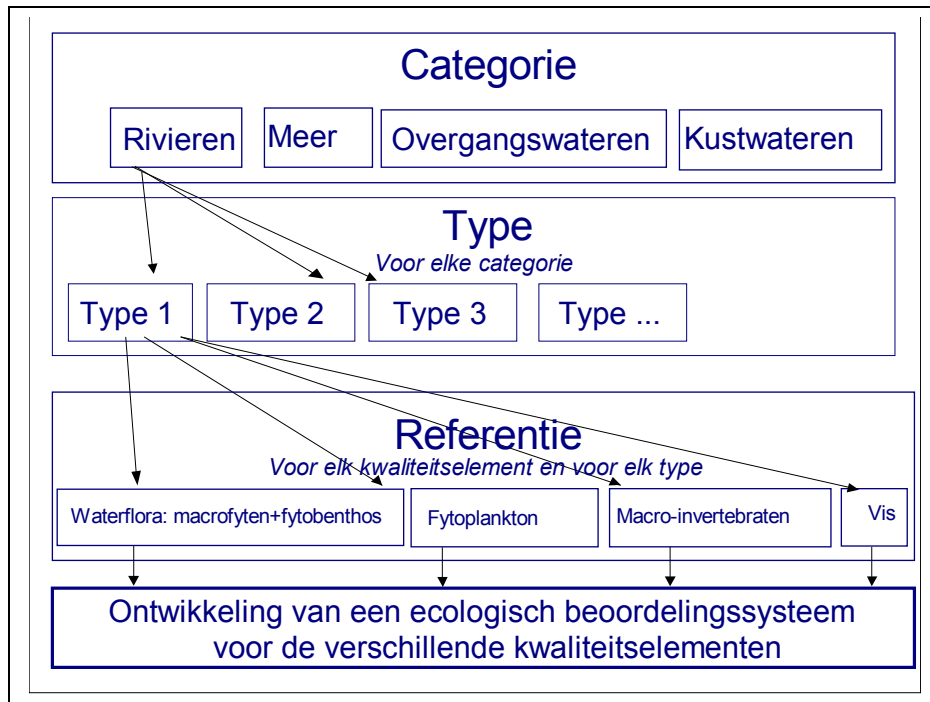
Om deze einddoelstelling te bereiken werd een tijdschema opgesteld met verscheidene tussentijdse acties, feiten en mijlpalen. Zo moeten o.a. tegen eind 2004 de bestaande toestand grondig geanalyseerd zijn. Deze analyse is opgedeeld in 3 onderdelen (VIWC, 2001):

- 1) een analyse van de kenmerken van het stroomgebieddistrict
- 2) een beoordeling van de impact van menselijke activiteiten op de toestand van oppervlakte- en grondwater
- 3) een economische analyse van het watergebruik.

Dit project kadert in de eerste analyse en dit dan specifiek voor oppervlaktewater en niet voor grondwater. Hierbij wordt de ecologische kwaliteit bekeken en niet de chemische. Bij het maken van deze analyse wordt het oppervlaktewater gekarakteriseerd door een categorie en een type te bepalen. Daarnaast moet ook voor elk type een referentietoestand bepaald worden. Dit rapport besteedt slechts beperkt aandacht aan de categorie- en typebepaling aangezien dit voor de Brusselse wateren reeds gebeurd is. Het bepalen van de referentietoestand voor de verschillende organismegroepen (macrofyten, macro-invertebraten, vissen, fyto bentos, fytoplankton) wordt wel uitgebreid besproken.

Voor elk waterlichaam zal de kwaliteit bepaald worden t.o.v. de referentietoestand. Hiervoor worden ecologische kwaliteitsratio's (EQR's) bepaald. Aan de hand hiervan worden de verschillende waterlichamen in 1 van de 5 klassen geplaatst (zeer goed - goed - matig - slecht - ontoereikend). Deze klassengrenzen moeten nog wel bepaald worden en zullen tussen de verschillende Europese landen gecalibreerd worden tijdens een calibratie-oefening.

Een overzicht van de verbanden tussen categorie, type, referentietoestand en EQR's is te zien in figuur 1-1.



Figuur 1-1: Verbanden tussen categorie, type, referentietoestand (referentiekader) en EQR's (Naar: Schneiders *et al.*, 2004).

2.3.1 Categorie

Oppervlaktewaterlichamen moeten volgens de KRLW worden ingedeeld in oppervlaktewater-categorieën (rivieren, meren, overgangswater of kustwateren) of worden aangeduid als kunstmatig of sterk veranderde oppervlaktewaterlichamen. Het BIM bepaalde reeds dat de wateren van het Brussels Gewest tot de 2 laatste categorieën behoren. De Zenne, de Woluwe, de grote vijver van Bosvoorde, de lange vijver van het Woluwepark en de vijver van het Bronnenpark werden aangeduid als sterk veranderde waterlichamen en het Kanaal is een kunstmatig waterlichaam.

Definities uit KRLW:

Kunstmatig waterlichaam: een door menselijke activiteit tot stand gekomen oppervlaktewaterlichaam.

Sterk veranderd waterlichaam: een oppervlaktewaterlichaam dat door fysische wijzigingen ingevolge menselijke activiteiten wezenlijk is veranderd van aard zoals door de lidstaten aangeduid overeenkomstig de bepalingen van bijlage II.

Kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewaterlichamen worden gedifferentieerd met behulp van de descriptoren voor de oppervlaktewatercategorie die het meest lijkt op het betrokken kunstmatige of sterk veranderde waterlichaam. Hierdoor vallen Zenne en Woluwe onder de categorie "rivieren" en de verschillende vijvers onder de categorie "meren".

Definities uit KRLW:

meer: een massa stilstaand landoppervlaktewater.

rivier: een binnenwaterlichaam dat grotendeels bovengronds stroomt, maar dat voor een deel van zijn traject ondergronds kan stromen.

De categoriebepaling van het Kanaal is iets moeilijker. Hier bestaat de discussie of dit als rivier of als meer moet gezien worden. De leidraad monitoring ziet een kanaal als kunstmatige rivier (CIW, 2001) terwijl bij de PSYM-monitoring methode (die reeds uitgewerkt is voor macro-invertebraten) een kanaal gezien wordt als een stilstaande watermassa (Howard, ongedateerd). Men zou een kanaal als meer kunnen zien omdat het een hydrologisch quasi stilstaande waterbak met zeer weinig stroming is. Daarnaast stelt USEPA (1998) dat indien een meer op een stroom voorkomt dit als meer beoordeeld wordt vanaf dat er een duidelijke meer-achtige fauna en flora voorkomt (d.i. fytoplankton en zooplankton). Jochems *et al.* (2002) gebruikt de volgende definitie voor een meer: "*De al of niet permanente poelen, vennen, vijvers en min of meer kunstmatige plassen zoals grindplassen en wingaten, afgesneden meanders, wielen, zgn. 'kreken',... Al deze stilstaande wateren worden gevoed door hemelwater en eventueel grondwater. Ook plassen die rechtstreeks gevoed worden door 1 of meerdere waterlopen of een gedeelte van het jaar deel uitmaken van een riviersysteem, evenals de brakke, stilstaande wateren die onder invloed staan van min of meer zoute (grond) waterstromingen, worden tot de 'meren' gerekend indien de optredende stroming geen duidelijke fysische stuurvariabele voor de levensgemeenschappen vormt.*". Dit laatste criterium (stroming als stuurvariabele van de levensgemeenschappen) bepaalt dat indien de stroming in het kanaal laag is -en er dus fytoplankton aanwezig is- dit als meer kan beschouwd worden. Daarentegen zal bij een hogere stroomsnelheid geen of minder fytoplankton voorkomen en zal het kanaal eerder in de categorie 'rivier' terecht komen. Bij een kanaal moet ook in rekening gebracht worden dat er barrières bestaan door sluizen. Al deze argumenten geven aanleiding tot het beschouwen van een kanaal als meer, maar er zijn echter ook tegenargumenten. Zo zijn in tegenstelling tot een meer de oevers van het Kanaal artificieel en loodrecht. Deze oever kunnen enkel in aanmerking komen bij de categoriebepaling als er een hydromorfologisch potentieel is (o.a. plasbermen, etc.). Voor dit rapport wordt het Kanaal Brussel-Charleroi als '**rivier**' beschouwd aangezien de stroming relevant is.

2.3.2 Typologie

Binnen elke categorie worden de waterlichamen volgens de KRLW ook opgedeeld in typen. Met deze indeling naar typen wordt geprobeerd de verscheidenheid aan levensgemeenschappen zo goed mogelijk te vatten aan de hand van discriminerende abiotische variabelen zoals ecoregio's, hoogteligging, breedte, verval, diepte, temperatuur, zuurtegraad, alkaniteit, etc. (Jochems *et al.*, 2002). Volgens de KRLW mag deze typologie bepaald worden via 2 systemen. Systeem A gaat uit van een aantal vaste descriptoren en systeem B hanteert een aantal verplichte en een aantal facultatieve criteria.

Voor de Brusselse "**rivieren**" en "**meren**" werd gekozen om de typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen te volgen. Voor het bepalen van deze typologie werd met systeem B gewerkt (meer uitleg in Jochems *et al.*, 2002). Dit betekent dat de Zenne gedefinieerd wordt als "grote rivier" en de Woluwe als "kleine beek". Alle vijvers zijn van het 'Ai'-ionenrijk (ionenrijke alkalische wateren) meertype (Bocquet, 2004).

Bij het Kanaal is het bepalen van het type moeilijker. Doordat het Kanaal te Charleroi door de Samber gevoed wordt, is het aanwezige water gebiedsvreemd. Dit waterlichaam wordt in dit rapport beschouwd als een 'grote rivier'.

2.3.3 Rivieren

De **Woluwe** is een soortenarme en mesotrofe "kleine beek" (Triest, 2004) en ook de **Roodkloosterbeek** wordt gezien als een "kleine beek". Kleine beken worden door AMINAL (2002) beschreven als: *"Kleine beken worden getypeerd door hun geringe breedte (<3m) en diepte (<1m). Het verval (minder dan 1%) is meestal hoger dan bij de grotere beken en rivieren. Ze vinden hun oorsprong in bronbeken en/of afstromend neerslagwater. Deze beken komen in bijna alle Vlaamse rivierbekkens voor. De kleine beken van de Antwerpse en Limburgse kempen behoren evenwel tot een ander waterlooptype aangezien de typische kenmerken van de Kempense bodem de waterkwaliteit zodanig beïnvloeden dat een aparte bespreking van de Kempense beken nodig is. De niet Kempense kleine beken die gevoed worden door bronbeken zullen een vrij constante temperatuur en vrij constant debiet hebben. Hun fysisch-chemische watersamenstelling zal nog karakteristieke behouden van de mineraalrijke bronbeken, maar zal door aanrijking met zuurstof en nutriënten een gevarieerde fauna en flora mogelijk maken. Bekken die vooral door afstromend regenwater gevoed worden, zullen armer zijn aan mineralen en minder constant qua temperatuur en debiet. De stroomsnelheid en het gehalte aan mineralen en meer specifiek aan calcium zal de samenstelling van de macro-invertebratenpopulatie beïnvloeden. Waar de stroomsnelheid hoger is, zullen meer stroomminnende vissoorten voorkomen. Kleine beken hebben over het algemeen helder, voedselrijk stromend water met meestal voldoende lichtinval voor de ontwikkeling van waterplanten. Sommige beken hebben snelstromend water, andere eerder traagstromend, nog andere zullen periodiek droogvallen. Dat wordt weerspiegeld in de aquatische vegetatie."*

De **Zenne** is in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest een "grote rivier". AMINAL (2002) geeft een volgende beschrijving van het type "grote rivier": *"Grote rivieren zijn niet-tijgebonden grote waterlopen met een breedte van 20 tot 80 meter, een diepte tot 55 meter en een laag verval (tot 0.1%). Karakteristiek is ook de natuurlijke aanvoer en afzettingen van sediment in de waterlopen en het ontstaan van alluviale vlakten met grote meanders. Door de aanwezigheid van meanders is er een grote diversiteit aan stroomsnelheid en diepte van de waterloop. Dat creëert voor fauna en flora ontwikkelingsmogelijkheden van een variatie aan soorten, aangepast aan de lokale stroomsnelheid en diepte. Vanuit kwantitatief oogpunt vormen grote rivieren grote oppervlakten natuur en belangrijke migratieroutes voor vissen, vogels en zoogdieren."*

2.3.4 Kanaal

Kanalen worden door AMINAL (2002) als volgt beschreven: *"Kanalen werden gegraven voor scheepvaart, ontwatering of irrigatie (in de Kempen). De bevaarbare kanalen zijn over het algemeen vrij breed en diep. Door de aanleg van dijken en oeeververstevigingen werden de oevers vaak hoog en steil. De ontwaterings- en irrigatiekanalen (wateringen) zijn meestal veel kleiner en hebben lagere, minder steile oevers. Een kanaal vervoert zonevreemd water, het kan kalkrijk water bevatten, terwijl de natuurlijke waterlopen uit de omgeving mineraalarm zijn. Dat creëert een specifieke situatie, met een aparte vegetatie en levensgemeenschappen die meer overeenkomsten vertonen met de toestand in afgesneden rivierarmen dan met waterlopen uit de omgeving. De onnatuurlijke oevers en de golfslag van de scheepvaart laten soms geen ontwikkeling van waterplanten toe. In de zwakstromende kanalen komt een typische macro-invertebratenfauna voor met relatief veel mollusken, kevers en wantsen."*

De oevers van het Kanaal Antwerpen - Brussel - Charleroi zijn kunstmatig en het water is zonevreemd, in Charleroi wordt het kanaal gevoed door de Samber. Er zijn verschillende sluizen aanwezig die een mechanische grens vormen voor verschillende migrerende

organismen. Er bestaan enkele verbindingen tussen de Zenne en het Kanaal waardoor bij hevig regenweer er een overstort kan plaatsvinden van Zenne naar Kanaal. De locatie van deze overstorten en van de sluisen binnen het Brussels Hoofdstedelijk gewest zijn te zien op de figuren in bijlage 2.

2.3.5 Vijvers

De meerderheid van de 21 waterpartijen van het Woluwe bekken werden als ondiepe hyper-eutrofe vijvers geklasseerd op basis van de totale fosfor (Rimaviciute, 2003)

De vijvers worden niet gemonitord voor EU maar worden toegevoegd voor regionale doeleinden en voor opvolging. Ze worden niet doorgegeven aan de EU omdat ze niet voldoen aan de oppervlakte-eis van 0.5 km² van de KRLW. Indien echter het totale oppervlakte genomen wordt van alle vijvers die met elkaar verbonden zijn, bekomt men wel een oppervlakte van meer dan 0.5 km². Ook de dieptegrens van 3 m is niet toe te passen aangezien alle vijvers minder diep zijn.

Zo heeft de grote vijver van Bosvoorde een oppervlakte van 29700m² en is deze tot 1.6 meter diep. De vijver van het Bronnenpark heeft een oppervlakte van 8100m² en een diepte van 1.5m. De laatste vijver die als bemonsteringspunt werd gekozen, de Lange vijver van het Woluwe park, is 1.1m diep en heeft een oppervlakte van 19800m² (Peretyatko, pers. comm.).

2.4 Referentieomstandigheden - referentietoestand

Definitie uit KRLW:

Referentieomstandigheden: Voor elke type oppervlaktewaterlichaam wordt -naast hydromorfologische en fysisch-chemische omstandigheden- typespecifieke biologische referentieomstandigheden bepaald die staan voor de waarden van de specifieke kwaliteitselementen voor dat type oppervlaktewaterlichaam bij een zeer goede ecologische toestand zoals omschreven in bijlage V van de KRLW.

Eens het type waterlichaam bepaald is, moet er voor elk van toepassing zijnde kwaliteitselement (zie tabel 1-2) typespecifieke referentieomstandigheden bepaald worden. Niet voor alle kwaliteitselementen moeten de referentiecondities bepaald worden, deze die een te hoge graad aan variabiliteit vertonen mogen weggelaten worden. Het is echter wel belangrijk dat de referentietoestand bepaald wordt voor deze kwaliteitselementen die gebruikt worden voor de ecologische evaluatie (CIS-REFCOND, 2003). Het is vaak niet haalbaar om eenzelfde locatie te beschouwen als referentie voor macrofyten, diatomeeën macro-invertebraten en vissen. Een gedifferentieerde aanpak is aangewezen (Triest *et al.*, 2001).

Tabel 1-2: Te meten kwaliteitselementen in rivieren en meren (met vermelding welke waarnemingen moeten gebeuren).

Organisme	Rivier	Meren
Fytoplankton		Samenstelling, abundantie en biomassa

Waterflora (macrofyten + fyto bentos)	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie
Benthische invertebrate fauna	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie
Visfauna	Samenstelling, abundantie en de leeftijdsopbouw	Samenstelling, abundantie en de leeftijdsopbouw

De KRLW geeft verschillende manieren om een referentietoestand te bepalen: op ruimte, op modellen, via experten-beoordeling of via een combinatie van de verschillende methoden.

De bepaling kan op een **ruimtelijk** referentienetwerk gebaseerd worden. Hierbij is men verplicht voor elk type waterlichaam een referentienet te vormen dat voldoende locaties met een zeer goede toestand bezit. Hiermee kan een goede betrouwbaarheidsgraad van de waarden voor de referentieomstandigheden worden bereikt. Van de referentieplaatsen wordt verwacht dat deze zo dicht mogelijk tegen de natuurlijke situatie liggen, rekening houdende met hun specifieke soortensamenstelling en abundantie van de soorten, fysische en chemische variabelen en hun hydromorfologische achtergrond (CEN/TC, 2003). Men kan als referentieplaats wateren nemen die nog in hun oorspronkelijke toestand zijn of indien deze niet meer aanwezig zijn kan men gebruik maken van de best beschikbare wateren, d.i. wateren van een goede ecologische toestand of van matige ecologische toestand, maar waaruit de referentietoestand geëxtrapoleerd kan worden. Het referentienet is niet aan landsgrenzen gebonden en referentiegebieden kunnen dus in verschillende landen gevonden worden. Zo denkt Denemarken een referentienet op te zetten waarbij ook naar waterlopen in Zweden, Duitsland, Polen en enkele Baltische staten gekeken wordt (Fyns Amt, 2003).

Op **modellen** gebaseerde referentieomstandigheden kunnen afgeleid worden met voorspellings- of terugrekenmethoden. Hierbij worden historische, paleologische en andere beschikbare gegevens gebruikt.

Indien het niet mogelijk is een van de bovenstaande methoden te gebruiken mag de referentietoestand door **experten-beoordeling** bepaald worden.

Het is aangeraden een **combinatie** van de verschillende beschikbare methoden te gebruiken om tot een zo goed mogelijke referentietoestand te komen.

Het beschrijven van een referentietoestand van een bepaald systeem komt telkens neer op het sluiten van een compromis: aan elke methode zijn namelijk voor- en nadelen verbonden en geen enkele methode is universeel toepasbaar (AMINAL, 2002). Een overzicht van voor- en nadelen van de verschillende methoden is te vinden in tabel 1-3.

In de verschillende lidstaten worden de verschillende methoden toegepast (tabel met overzicht methode per land in AMINAL (2002)). We zien hierbij een minder vertrouwen in de historische gegevens, deze worden slechts in de minderheid van de lidstaten gebruikt doordat ze te fragmentarisch of te recent zijn. Voor Brussel kunnen historische gegevens echter een belangrijke bron van informatie zijn voor de macrofyten (dit is niet zo voor de overige organismegroepen). In de meerderheid van de gevallen probeert men te refereren naar waterlopen die nog een goed ecologisch potentieel hebben. En slechts indien dit niet mogelijk is, zal men gebruik maken van voorspellende modellen of een combinatie van verschillende methodes gebruiken (AMINAL, 2002).

Tabel 1-3: Voor en nadelen van de verschillende methoden om de referentietoestand te bepalen. Samengesteld uit: USEPA (1998), Johnson (2001), AMINAL (2002), Fyns Amt (2003), CIS-REFCOND (2003), Schneiders *et al.* (2004).

Methoden	Voordelen	Nadelen
Ruimtelijk referentienetwerk	<ul style="list-style-type: none"> - Levert actuele best bereikbare status - Levert ecoregio- & type-specifieke informatie - Alle gemeenschappen kunnen in beschouwing genomen worden <p>2 methoden: zoeken naar</p> <ul style="list-style-type: none"> - Biotische ref. sites - Optimale abiotische condities 	<ul style="list-style-type: none"> - Tijdsintensief - Hoge kostprijs - Zelfs beste sites zijn verstoord - Gedegradeerde sites kunnen de biocriteria afzwakken - Referentie is vaak een sub-optimale toestand - Enkel mogelijk indien er voldoende onverstoorde of slechts beperkt verstoorde sites aanwezig zijn
Modellering met historische gegevens	<ul style="list-style-type: none"> - Geeft werkelijk bereikte historische status - Goedkoop 	<ul style="list-style-type: none"> - Tijdsintensief - Beperkte data aanwezig - nooit voor alle typen - Historische studies werden voor verschillende doelen opgezet - data vaak niet onder juiste vorm beschikbaar - beperkt bruikbaarheid - Betrouwbaarheid moeilijk te achterhalen - Vroegere opnamemethode kan verschillen van de huidige - Menselijke impact was vaak reeds aanwezig in historische tijdsreeksen - gegevens tonen dus niet steeds de onverstoorde toestand¹
Modellering met paleolimnologische gegevens ²	<ul style="list-style-type: none"> - Levert een historische tijdsreeks voor o.a. diatomeeën - Afleiden van bv. evoluties in de waterkwaliteit is mogelijk - Site-specifiek - Combineert fysisch-chemische en biologische gegevens 	<ul style="list-style-type: none"> - Initiële kostprijs hoog - Veel organismegroepen zijn slecht bewaard - Methode vraagt een complexe data analyse enkel uit te voeren door experts - Niet bruikbaar voor kunstmatige typen - Sporadisch en verspreid gemeten - Risico op gewijzigde condities en onrealistische referentie-beelden
Ecologische modellen	<ul style="list-style-type: none"> - Wordt enkel gebruikt bij ontbreken van datareeksen - Goede ervaring met waterkwaliteits - voorspellingen - site-specifiek 	<ul style="list-style-type: none"> - Vereist datasets, calibratie en validatie - Extrapolatie buiten de beschikbare datareeksen is riskant - Ontwikkelen van modellen is vaak duur

¹ In Vlaanderen nam men bij het onderzoek naar de referentietoestand aan de hand van historische gegevens richtjaar 1900. Hierbij veronderstelde men dat de invloed van het menselijke handelen toen verwaarloosbaar was. Men merkte echter op dat dit niet volledig correct was, bij verschillende rivieren was toen al industriële vervuiling merkbaar en daarnaast werd ook de migratie soms al belemmerd. Voor een referentieperiode zonder enige waterverontreiniging of migratieknelpunten zou men moeten teruggaan naar een periode waarvoor nauwelijks historische gegevens bestaan. (AMINAL).

² Waardevolle gegevens zijn hiermee al bekomen voor het 'lage' gedeelte van de Rijn (Duitland / Nederland) (Fyns Amt, 2003).

Experten-beoordeling	<ul style="list-style-type: none"> - Steunt op ervaring en gezond verstand van experts en leidt tot consensus - Verscheidene reviews en guidances zijn reeds beschikbaar - Relatief goedkoop en snel - Kan verschillende methoden combineren 	<ul style="list-style-type: none"> - Meestal enkele kwalitatieve beschrijving beschikbaar - Tekort aan duidelijkheid over hoe de referentie ontwikkeld werd - Kan een onrealistische en weinig representatieve weergave zijn van de reële potenties - Expertise blijft subjectief - vooroordelen aanwezig - Vaak statisch en volgt de dynamiek van een natuurlijk systeem dus niet
----------------------	--	---

Voor het bepalen van de referentietoestand moet er niet alleen beslist worden welke methode men gebruikt, maar ook of men een **site- of type specifieke referentietoestand** opstelt.

Bij een **site-specifieke** benadering wordt per waterlichaam een referentieconditie uitgewerkt (of gemodelleerd). Het voordeel van deze benadering is dat men een zeer specifieke en gedetailleerde referentieconditie verkrijgt die rekening houdt met lokale omstandigheden (beschaduwning, windwerking,...). Een nadeel aan deze methode is echter dat vergelijking met andere waterlichamen die tot hetzelfde type behoren moeilijk is waardoor intercalibratie vrijwel onmogelijk wordt (Schneiders *et. al.*, 2003). Waterlichaamspecifieke referentiebeelden zijn louter aanvullend, niet het doel op zich (Schneiders *et. al.*, 2004).

Bij **type-specifieke** benadering wordt per type op landelijk niveau 1 systeem uitgewerkt. Deze benadering werkt eerder met verhoudingen (type-specifiek versus type-vreemde soorten, indicatoren voor goede kwaliteit versus indicatoren voor slechte kwaliteit,...). Nadeel aan deze methode is dat deze ruwer is en zich minder toespits op lokale omstandigheden. Voordeel is echter dat een overzicht maken van een type in Europa vlotter verloopt en dat intercalibratie tussen de lidstaten mogelijk is. In Vlaanderen werkt men met een type-specifieke benadering waarbij type-specificiteit, aanwezigheid van verstoringindicatoren en de vegetatiestructuur als mogelijke parameters geselecteerd zijn (Schneiders *et. al.*, 2003).

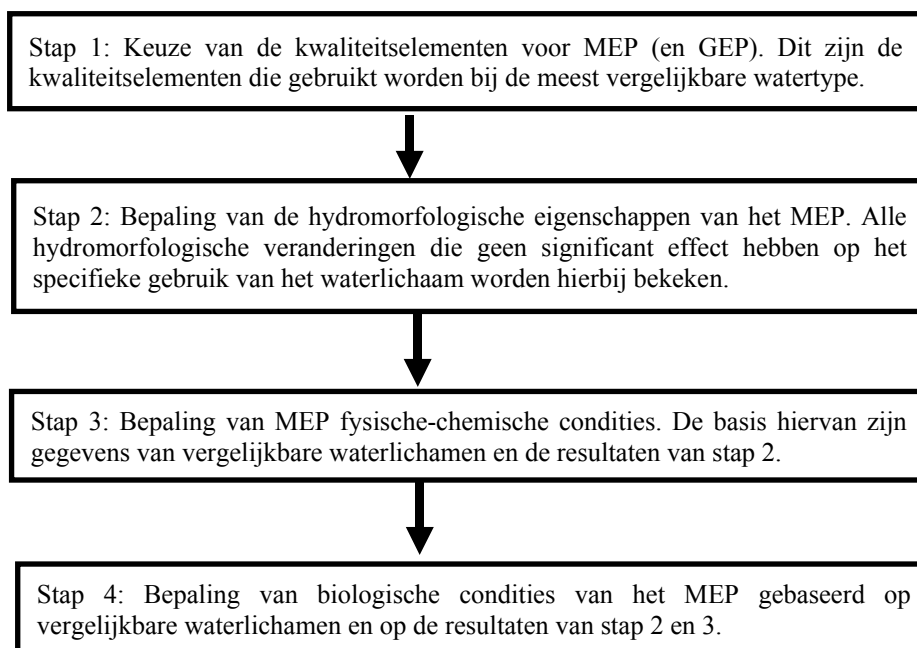
Een uitzondering op de referentietoestand wordt voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen gemaakt. Hier bepaalt de KRLW dat er niet naar een zeer goede ecologische toestand gekeken wordt, maar naar het **maximaal ecologisch potentieel** (MEP). Om de te onderzoeken kwaliteitselementen te bepalen kijkt men naar de categorie oppervlaktewaterlichaam waarmee het betrokken sterk veranderde of kunstmatig waterlichaam de grootste overeenkomst vertoont. De waarden van maximaal ecologisch potentieel moeten volgens de richtlijn om de 6 jaar getoetst worden.

Definitie uit KRLW :

MEP voor biologische kwaliteitselementen: De waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen zijn zoveel mogelijk maximaal voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewaterlichaam, gegeven de fysische omstandigheden die voortvloeien uit de kunstmatig of sterk veranderde kenmerken van het waterlichaam.

Bij de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen is er dus sprake van een aanpassing, een minder strenge beoordeling van het ecologisch potentieel t.o.v. de referentiewaarden bij het overeenkomstige natuurlijke watertype i.f.v. de beperkende randvoorwaarden (Schneiders *et. al.*, 2004). Het ecologisch potentieel is minder streng dan de goede ecologische status t.o.v. de speciale fysische condities veroorzaakt door menselijk impact (Fyns Amt, 2003).

Het 'Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies' (CIS, 2003a) geeft 4 algemene stappen voor de bepaling van MEP voor sterk veranderde of kunstmatige waterlichamen (zie figuur 1-2).



Figuur 1-2: Stappen om het MEP te bepalen bij kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (Uit CIS, 2003). De categorieën die in dit werk besproken worden zijn "rivier" en "meer". Bij het bespreken van de referentietoestand zal voor het kanaal ook besproken worden wat mogelijk is bij veranderde hydromorfologische condities (vb. oeveraanpassingen die watervegetatie en paaiplaatsen mogelijk maken).

In dit verslag zal stap 1 en 4 verder uitgewerkt worden. Normaal gezien kan het MEP pas bepaald worden nadat een afweging heeft plaats gevonden van welke morfologische herstelmaatregelen haalbaar en betaalbaar kunnen worden uitgevoerd (stap 2). In dit rapport wordt een *'hoog'* en *'laag'* maximum potentieel bepaald. Hierbij is het *'hoge'* potentieel (Frans: potentiel haut) het MEP waarbij hydromorfologische veranderingen aan het waterlichaam in rekening gebracht worden en het *'lage'* (Frans: potentiel bas) het MEP zonder deze veranderingen. Hierbij zal telkens in rekening gebracht worden dat het MEP van de biologische kwaliteitselementen beïnvloed wordt door hydromorfologische en fysisch-chemische voorwaarden (CIS, 2003a).

De bepaling van het MEP voor de biologische kwaliteitselementen kan op dezelfde manieren gebeuren als bij natuurlijke waterlichamen: nl. op ruimte gebaseerd, modellen op basis van historische, paleologische en overige gegevens, door experts beoordeling of door een combinatie van de verschillende methoden (CIS, 2003a). Indien het MEP bepaald wordt uit

een **ruimtelijk** netwerk, dan wordt er gekeken naar de meest gelijkende watertypes. Hierbij gebruikt men de categorie om de nodige kwaliteitselementen te bepalen en het type om de waarden van de kwaliteitselementen te bepalen. De zeer goede ecologische toestand van het natuurlijke waterlichaam zal voor het MEP moeten aangepast worden aan de kunstmatige en sterk veranderde eigenschappen van het waterlichaam (CIS, 2003a). Het meest vergelijkbare waterlichaam kan zelf een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaam zijn (bv. in Spanje gebeurt het bepalen van de referentietoestand van reservoirs op basis van grote meren en reservoirs die goed bestudeerd zijn). Modelleren op basis van gegevens van bestaande natuurlijke plaatsen kan ook gebeuren. **Experten-beoordeling** kan noodzakelijk zijn om een MEP te bepalen op basis van een vergelijkbaar waterlichaam omdat het moeilijk is om een waterlichaam te vinden dat aan alle criteria voor alle eigenschappen van het kunstmatige waterlichaam voldoet (CIS, 2003b).

Indien de referentietoestand bepaald is, is het belangrijk om de mogelijke fout die tijdens het uitvoeren van de gebruikte methode ontstaan is te bepalen. De foutenbronnen zijn in volgende categorieën op te delen (CIS-REFCOND, 2003):

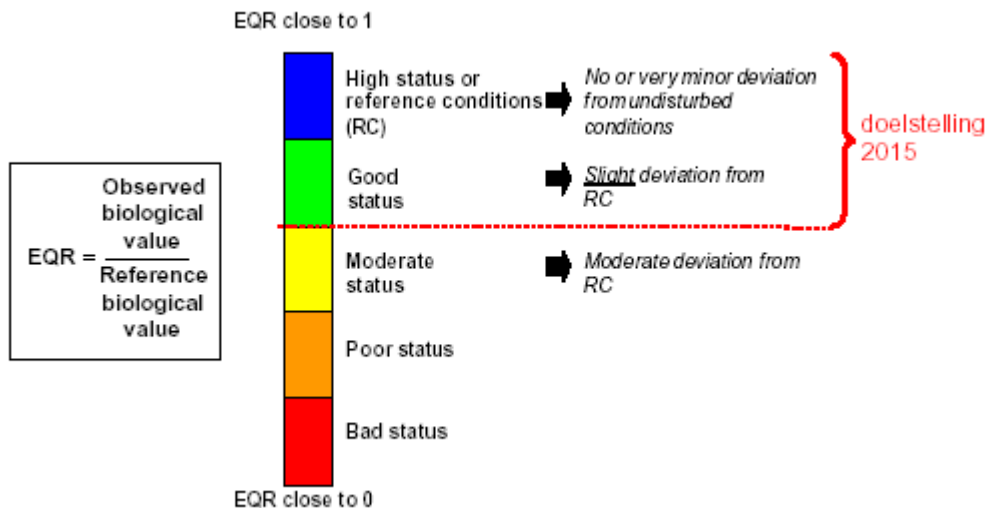
- Fouten bij de staalnamen
- Fouten bij de verwerking van de staalnamen (bv. foute identificatie)
- Fouten bij de uitvoering van analyses (vooral bij analytische technieken voor bv. chemische elementen)
- Natuurlijke temporele variatie

Voor het Brussels Hoofdstedelijk gewest wordt voor typen waterlichamen de bepaling van de referentietoestand nog in detail per kwaliteitselement besproken. Maar algemeen kan men stellen dat het bepalen van een referentietoestand op ruimte moeilijk is, aangezien er geen vergelijkbare waterlichamen met goede of zeer goede kwaliteit meer aanwezig zijn in Brussel. Eventueel kan er voor de Zenne wel vergeleken worden met de Dijle en de Gete.

2.5 EQR ecologisch kwaliteitsratio - evaluatietechniek

Nadat de referentietoestand bepaald is, moet er een maatlat opgesteld worden om de ecologische kwaliteit van het water voor de verschillende types te bepalen. Deze maatlat wordt opgesteld voor elk kwaliteitselement (fytoplankton, waterflora, bentische ongewervelde fauna en visfauna). Voor natuurlijke waterlichamen worden op deze maatlat 5 klassen bepaald (zeer goed - goed- matig- ontoereikend - slecht) en voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen 4 (goed- matig- ontoereikend - slecht).

De beoordeling van de ecologische kwaliteit van het water gebeurt door de afstand t.o.v. de referentietoestand of het MEP te bepalen, zo verkrijgt men ecologische kwaliteitscoëfficiënten (EQR). Deze coëfficiënten geven de verhouding aan tussen de waarden voor biologische parameters in het gemonitorde water en de referentietoestand. De coëfficiënt wordt uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1, waarbij de waarden dicht bij 1 op een zeer goede ecologische toestand duiden en de waarden dichtbij 0 op een slechte ecologische toestand (zie figuur 1-3). Voor elk kwaliteitselement wordt een EQR berekend. De waterkwaliteit van het waterlichaam wordt nadien bepaald aan de hand van het 'one out, all out' principe: men behoudt de laagste EQR als uiteindelijke EQR voor het waterlichaam



Figuur 1-3: Berekening ecologische kwaliteitsratio's (EQR) volgens KRLW (Uit Schneiders *et al.*, 2004)

De KRLW bepaalt dat 2 klassengrenzen zeker bepaald moeten worden: deze tussen "zeer goede toestand" en "goede toestand" en deze tussen "goede toestand" en "matige toestand". De klassengrenzen moeten op statistisch verantwoorde wijze vastgelegd worden (Nijboer, 2003a). Vaak worden de klassengrenzen rekenkundig bepaald door de schaal in 4 of 5 stukken te knippen. Dit is echter niet de bedoeling voor de KRLW. De KRLW verwoordt de klassen in ecologische termen en verwacht dus ook dat men hiernaar kijkt voor de klassenindeling. Het rekenkundig opdelen van de maatlat stemt daarom niet altijd overeen met de KRLW inhoud (Verdonschot *et al.*, 2003).

Definities KRLW:

MEP voor biologische kwaliteitselementen: De waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen zijn zoveel mogelijk normaal voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewaterlichaam, gegeven de fysische omstandigheden die voortvloeien uit de kunstmatige of sterk veranderde kenmerken van het waterlichaam.

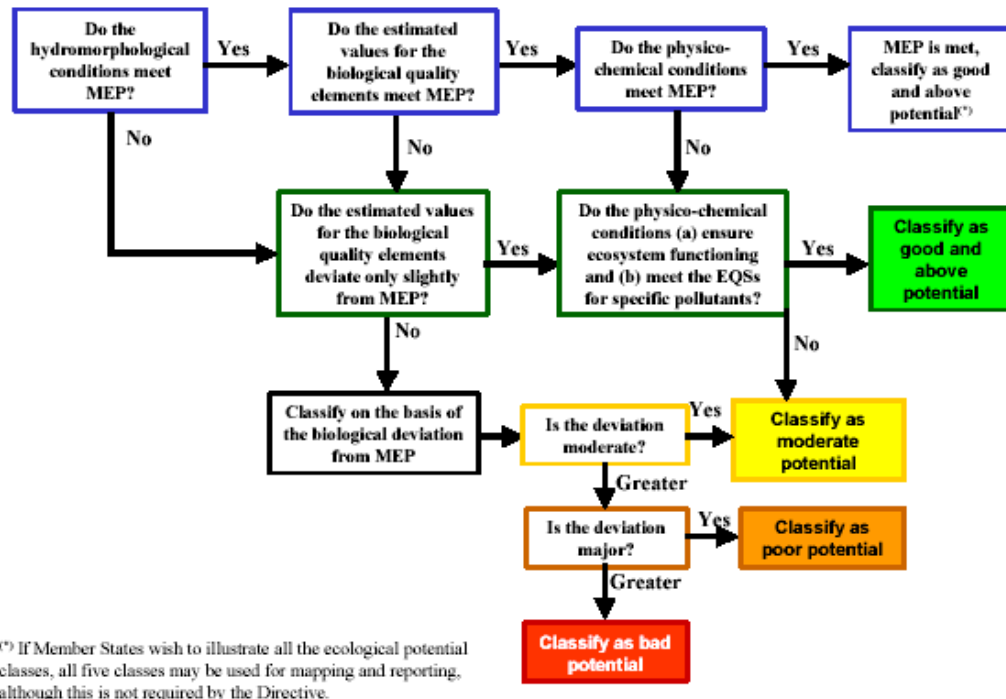
Goed ecologisch potentieel voor biologische kwaliteitselementen: Er zijn lichte veranderingen in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximaal ecologisch potentieel.

Matig ecologisch potentieel voor biologische kwaliteitselementen: Er zijn matige veranderingen in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximaal ecologisch potentieel. Deze waarden zijn aanzienlijk meer verstoord dan bij goede kwaliteit.

Voor het bepalen van deze klassengrenzen zijn in CIS-REFCOND (2003) 3 strategieën bepaald: (voor meer details zie Toolbox CIS-REFCOND, 2003)

1. Indien er voldoende historische gegevens beschikbaar zijn, kan de klassengrens voor een individuele kwaliteitselement indicator bepaald worden aan de hand van statistische grenzen die zich baseren op de historische gegevens.
2. Indien er niet veel historische gegevens beschikbaar zijn, kan de klassengrens voor een individuele kwaliteitselement indicator bepaald worden via experten-beoordeling.
3. Indien er niet veel historische gegevens beschikbaar zijn en indien de ontwikkeling van de ecologische kwaliteitselementen te zwak is om de klassengrenzen door experten-beoordeling te bepalen kan men een statistische verdelingsaanpak gebruiken.

Tijdens het bepalen van de kwaliteit van de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (en ook van natuurlijke) moet er rekening gehouden worden met de hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. Een overzicht van de rol van verschillende biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen is te zien in figuur 1-4.



Figuur 1-4: Indicatie van de relatieve rol van de biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen tijdens de bepaling van het ecologische potentieel. De 2 hoogste klassen (MEP en GEP) zijn voor het rapporteren gecombineerd tot 'goed en beter' potentieel (Uit ECOSTAT, 2003).

Zoals reeds gezegd moet er een EQR voor elk kwaliteitselement worden bepaald. Momenteel hebben de meeste Europese landen reeds een index op basis van macro-invertebraten. Er worden nu echter ook indexen op basis van andere organismen gemaakt. Hierdoor is het mogelijk een beoordeling van de ecologische kwaliteit van de waterlopen te baseren op meer volledige en complementaire informatie van de biota (Triest, 2000). Het staat vast dat voor een volledige beoordeling van de ecologische status, verschillende elementen (niet enkel macrofyten) van biologische aard moeten onderzocht worden (CEN/TC, 2003). Verschillende indicatororganismen hebben niet steeds dezelfde respons op veranderingen in trofie of in vervuilingsgraad. Verschillende indicatoren tonen ook niet dezelfde referentietoestand (Triest *et al.*, 2001). De verschillende kwaliteitselementen moeten op verschillende manieren benaderd worden. Zo besluit STOWA (2002) dat macrofyten, macrofauna en vissen elk als organismegroep een specifieke aanpak en benadering vragen.

Binnen de te gebruiken kwaliteitselementen kunnen echter nog keuzes gemaakt worden bij de selectie van de feitelijke parameters. Zo kan men binnen de biologische monitoring bijvoorbeeld, gebruik maken van specifieke soorten of groepen van soorten die representatief zijn voor het kwaliteitselement in zijn geheel. Enkele voorbeelden zijn: zeegras kan worden gebruikt als representatieve soort voor het kwaliteitselement angiospermen, darmwier voor het kwaliteitselement macroalgen en schuimalgen voor de (zoute) fytoplankton. Ook voor het bepalen van de abundantie van bijvoorbeeld vissoorten kan worden volstaan met één soort of groep van soorten (Breukel, 2003).

2.6 Intercalibratie

Om de biologische monitoringsresultaten tussen de verschillende landen vergelijkbaar te maken, zullen de aangeduide klassengrenzen vergeleken worden in een intercalibratie-oefening. De uitkomst van deze oefening zal de uiteindelijke klassengrenzen bepalen (CIS-REFCOND, 2003).

2.7 Monitoring

De laatste stap die in dit verslag uitgelegd wordt, is de wijze waarop de waterlichamen gemonitord worden. De KRLW stelt 3 monitoringsprogramma's voor: toestand- en trendmonitoring, operationele monitoring en monitoring voor nader onderzoek.

Definitie monitoring:

Monitoring is het herhaald waarnemen en gestandaardiseerd beschrijven van een set van samenhangende biotische en abiotische variabelen en dit volgens vooraf vastgestelde tijd- en plaatsschema's en met als doel indicatoren op te leveren waarmee de mate van afwijking van vooropgezette referentiekaders vastgesteld kunnen worden.

Monitoring heeft bijgevolg **3 essentiële kenmerken**: het herhalend karakter, het standaardprotocol en de doelgerichtheid (*Schneider et al., 2004*).

Dit rapport richt zicht vooral op de methodologie voor toestand- en trendmonitoring. Deze monitoring is een regionaal/lokaal meetnet in functie van het (natuurlijke) referentiekader.

De doelstelling van deze monitoring is het verkrijgen van informatie die helpen bij:

- een doelmatige en efficiënte opzet van toekomstige monitoringsprogramma's
- de beoordeling van veranderingen op lange termijn
- de beoordeling van veranderingen op lange termijn ten gevolge van algemeen voorkomende menselijke activiteiten.

De resultaten van deze monitoring worden geëvalueerd en samen met een effectenbeoordelingsprocedure gebruikt om te bepalen welke behoeften er zijn voor monitoringsprogramma's in de latere stroomgebiedsbeheersplannen.

De frequentie waarmee de verschillende kwaliteitselementen in meren en rivieren gemonitord moeten worden volgens de KRLW is te vinden in tabel 1-4.

Tabel 1-4: Frequentie waarmee de verschillende kwaliteitselementen in meren en rivieren gemonitord moeten worden volgens de KRLW

Kwaliteitselement	Rivieren	Meren
Fytoplankton	6 maanden ³	6 maanden
Waterflora (macrofyten en fyto-benthos)	3 jaar	3 jaar
Bentische invertebrate fauna	3 jaar	3 jaar
Visfauna	3 jaar	3 jaar

³ In de KRLW staat monitoring van fytoplankton niet specifiek vermeld voor rivieren in annex V 1.11 maar wordt het wel vermeld als biologisch element in annex V 1.2.1. Volgens ECOSTAT (2003) is men hierdoor vrij om te kiezen of men dit element al dan niet gebruikt in de beoordeling. Fytoplankton kan best gebruikt worden indien nodig en nuttig, deze organismegroep is vooral belangrijk in grote rivieren.

3. Macrofyten

Waterflora moet volgens de KRLW in de 4 verschillende categorieën (meren, rivieren, overgangswateren en kustwateren) gemonitord worden. Dit betekent dus dat er in principe in alle aangeduide waterlichamen rekening mee moet gehouden worden. Voor het Kanaal is dit echter in de huidige toestand niet van toepassing aangezien dit te diep is en de oevers artificieel steil zijn voor waterplanten. Enkel bij natuurtechnische milieubouw van een bepaalde kanaaloeverstrook zal het luik "macrofyten" van toepassing worden.

Definitie macrofyten:

Aquatische planten, die tot op soortniveau kunnen gedetermineerd worden met het blote oog, hoewel in sommige gevallen een vergrootglas of een microscoop noodzakelijk kan zijn voor exacte identificatie (Janauer, 2001).

3.1 Voor- en nadelen van macrofyten

Macrofyten zijn goede indicatoren van de ecologische waterkwaliteit van waterlichamen. Ze zijn goede indicatoren voor het globale rivier- of vijverhabitat (zowel water, bodem als oever). Ze weerspiegelen milieuverstoringen trager dan fytoplankton waardoor ze meerdere omgevingsfactoren voor (middel)-lange termijn weergeven en duidelijke signalen geven over de globale ecologische toestand (de Lyon & Roelofs, 1986). Doordat ze direct reageren op veranderingen in de nutriëntenhuishouding zijn ze indicatoren van eutrofiëring, maar daarnaast tonen ze ook afvoerfluctuaties (Nijboer, 2003b) en menselijke impacten op het waterlichaam (Dawson, 2002).

Macrofyten weerspiegelen de eigenschappen van een ecosysteem in hun samenstelling, abundantie en groeivormen (Nijboer, 2003b). Zo reageren submerse en drijvende macrofyten (die volledig afhankelijk zijn van de waterkwaliteit) sterker op milieufactoren als nutriëntentoevoer, lichttoevoer en waterbeheer dan emerse waterplanten (CIS-monitoring, 2003). De verschillen in groeivormen kunnen ook een indicatie zijn voor veranderingen in de trofiegraad. De verhouding tussen de verschillende groeivormen weerspiegelt de voedselrijkdom, hydromorfologie en het successiestadium van een watersysteem. Indien er veranderingen optreden zoals kanalisatie, peilreguleringen, etc. kunnen deze invloed hebben op de verhouding (Schneiders *et al.*, 2004). Anderzijds hebben de groeivormen ook een sterke invloed op het functioneren van een ecosysteem, doordat er functionele verschillen zijn, bijv. als habitat en schuilplaats voor andere organismen, invloed op biochemische processen, etc. (van den Berg, 2004a).

De afwezigheid van macrofyten wordt echter niet steeds veroorzaakt door een slechte waterkwaliteit. De afwezigheid kan ook te maken hebben met limitaties van het habitat zoals bodem, licht, diepte, watersnelheid of turbiditeit (Dawson, 2002).

Hoewel de macrofyten dus zeer nuttig zijn als indicatoren heeft hun gebruik naast voordelen ook nadelen. Een opsomming van voor- en nadelen is te vinden in tabel 2-1.

Tabel 2-5: Voor- en nadelen van macrofytenmonitoring voor de bepaling van ecologische waterkwaliteit (Uit Haury *et.al.* (2000) & Schneiders *et al.* (2004)). De factoren die specifiek van belang zijn in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest bij sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen zijn in het cursief weergegeven.

	Voordelen	Nadelen
Indicatorwaarde	<ul style="list-style-type: none"> - Er bestaat een uitgebreide ecologische kennis van soorten en gemeenschappen, deze zorgt dat ze als bio-indicator gebruikt kunnen worden - <i>Integratoren van ecologische kwaliteit (substraat, bodem, waterlaag)</i> - <i>Goede relaties met ruime omgeving (kwelgebieden, overstromingsgebieden)</i> - <i>Vooraf responsief tegenover nutriënten, maar ook t.o.v metalen, herbiciden, turbiditeit, waterniveauschommeling, ...</i> - Milieu-indicatie-getallen beschikbaar voor vele soorten 	<ul style="list-style-type: none"> - Sommige processen (bv. trofieveranderingen) zijn moeilijk door macrofytenmonitoring in te schatten - Respons is gespreid over meerdere jaren en moeilijk te voorspellen, soms jaarlijks door beheerswerken - <i>Meestal lage soortenrijkdom</i> - Milieu-indicatie-getallen zijn niet steeds toepasbaar in Brussel
Rol in soortengemeenschap	<ul style="list-style-type: none"> - Structurele component van het habitat - <i>Habitat en voedsel voor zeer veel soorten</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - In beschaduwde delen (en dus in grote delen van Brussel) afwezig
Monitoring macrofyten	<ul style="list-style-type: none"> - Meestal gemakkelijke identificatie van soorten - Niet destructieve methoden beschikbaar - Snelle herkenbaarheid van goede staalnameplaatsen - Sampling relatief gemakkelijk, goede abundantiematen beschikbaar. Extrapolatie met luchtfoto's mogelijk - <i>Stabiele levensgemeenschappen over jaren</i> - <i>Snelle kolonisatie</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - Vaak enkel in vegetatieve vorm aanwezig, waardoor sommige groepen moeilijk tot op de soort te determineren zijn - Seizoenaliteit (vooral beperkt tot juni-september) - Seizoenaliteit is soortafhankelijk - <i>Sterk beïnvloed door beheer (ruiming, maai-beheer, verdelging)</i> - Kolonisatie nieuwe habitats is afhankelijk van toeval - <i>Abundantie zeer variabel en 'optimale abundanties' zijn niet gekend</i>
Maatschappelijk draagvlak	<ul style="list-style-type: none"> - Sociaal relevant, directe link met rivier- en vijverbeheer 	

3.2 Methodologie

Macrofyten kunnen op veel verschillende manieren gemonitord worden. Er zijn namelijk al in verschillende landen methoden uitgedacht voor de monitoring en de verwerking van de gegevens. Zo werd internationaal een methode uitgedacht als onderdeel van het STAR-programma, deze methode werd specifiek ontwikkeld voor monitoring van de ecologische status -aan de hand van macrofyten- van natuurlijk en door menselijke invloed gewijzigde zoetwater rivieren (Dawson, 2002). De STAR-methodologie is enkel toe te passen op rivieren en beken. De methode is niet bruikbaar voor stilstaande wateren, kanalen (behalve als het water constant in 1 richting stroomt) of getijderivieren (Dawson, 2002).

Naast de verschillende methoden in verschillende landen, verschilt de methodologie ook tussen de verschillende categorieën waterlichamen. De verschillende methoden voor een rivier of voor een meer worden later nog besproken, maar nu volgen eerst enkele algemeenheden die bij beide waterlichamen gevolgd worden.

Zowel bij de rivieren als de meren kan men zich de vraag stellen welke planten er juist moeten worden opgemeten: hoever op de oever moet men gaan, wat met exoten, aanplantingen...?

De opdeling van de te tellen vegetatie kan op 2 manieren gebeuren: via ruimtelijke afbakening of op basis van **levensvorm of grondwaterafhankelijkheid** (Schneiders *et al.*, 2004). In het laatste geval moet beslist worden welke van de volgende categorieën men meetelt:

- hydrofyten of 'echte waterplanten', d.i. planten die een deel van hun levenscyclus in het water doorbrengen en wiens zaden kiemen in het water of op de waterbodem (Bloemendaal en Roelofs, 1988)
- helofyten of 'moerasplanten', d.i. planten die in de bodem wortelen en waarvan de onderste delen ondergedoken zijn en bladeren en bloemen boven het water uitsteken (Bloemendaal en Roelofs, 1988)
- ook freatofyten kunnen eventueel meegeteld worden, d.i. planten die gebonden zijn aan de aanwezigheid van ondiep grondwater (Schneiders *et al.*, 2004)

Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is voor dit rapport een lijst opgesteld met de levensvormen van de verschillende waterplanten die voorkomen in het gewest (zie bijlage 3).

Indien met **ruimtelijke** afbakening gewerkt wordt, moet men beslissen waar men de grens van het waterlichaam trekt. Van den Berg (2004a) stelt als grens van de te beoordelen watervegetatie de gemiddelde hoogwaterlijn voor. Bij de STAR-methode voor rivieren is de grens strikt gedefinieerd en enkel waterplanten in het stroomkanaal worden genoteerd. Algemeen zullen de macrofyten genoteerd worden die voorkomen in het gebied van de rivier dat zelden droog staat en het gebied dat maximum 50 dagen per jaar niet overstroomd is (Dawson, 2002). Bij de ruimtelijke afbakening kan een opdeling in oever- en waterplanten gemaakt worden. Door de oevervegetatie mee op te nemen kunnen lokale milieuverschillen sneller tot uiting komen (Triest, 2000). Indien er sterke -door de mens veroorzaakte- oeverwijzigingen opgetreden hebben, is het aangeraden voorzichtig te zijn welke oevervegetatie meegenomen wordt in de opname. Zo werd bij vroegere opnames in Woluwe enkel de aan het water gebonden macrofyten langs de oevers genoteerd aangezien de oevers hier vaak sterk gewijzigd werden (Triest, 2004). Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is het belangrijk om te bekijken hoe ver de monitoring zich uitstrekt in kwelgebieden zoals aan Hof ter Musschen.

Aanplantingen en exoten kunnen mee genoteerd worden. Bij de STAR-methode voor de monitoring van beken en rivieren worden niet-inheemse en onkruidsoorten opgenomen in de gegevens. Bepaalde neofyten kunnen een ecologisch belangrijke (positieve) rol spelen, of kunnen op een goede fysisch chemische toestand wijzen. Wanneer hun aanwezigheid verhoudingsgewijs beperkt blijft mag dit dan ook niet tot een lagere waardering leiden. Dreigt dit echter ten koste te gaan van inheemse soorten, dan zal dit wellicht wel het geval moeten zijn (Schneiders *et al.*, 2004). Deze laatste auteurs geven een algemeen overzicht van de meningen over de opname van exoten.

Hoewel in vele methoden vaak enkel de aan- of afwezigheid van planten genoteerd wordt, is dit voor de uitvoering van de KRLW niet voldoende. Deze vraagt namelijk zowel een opname van de samenstelling van de waterflora als van de abundantie. Voor de bepaling van de **samenstelling** gebeurt de opname meestal tot op soortniveau. Hierop wordt soms echter een uitzondering gemaakt voor planten die moeilijk te determineren zijn en waarvan enkel de vegetatieve vorm aanwezig is, hiervoor voldoet volgens sommige auteurs de geslachtsnaam (Schneiders *et al.*, 2004). Het is echter steeds aan te raden deze moeilijk determineerbare planten mee naar het laboratorium te nemen en toch de soort te bepalen. Specifiek voor de draadalggen stellen sommige auteurs dat het voldoende is om deze op te nemen als groep, maar deze methode kan men echter in vraag stellen aangezien ook bij de moeilijk determineerbare diatomeeën tot op soortniveau gewerkt wordt. Voor goed determineerbare planten kan het voorkomen dat men tot op ondersoort noteert (Schneiders *et al.*, 2004). **Abundantie** kan op verschillende manieren geschat worden: densiteit, frequentie, bedekking, gecombineerde schalen zoals Braun-Blanquet-schaal en Tansleyschaal (Kent & Coker 1992). Internationaal worden hiervoor verschillende technieken gebruikt die niet steeds zomaar met elkaar kunnen vergeleken worden (Schneiders *et al.*, 2004). Hoewel de schatting van de abundantie persoonsgebonden is, lijkt dit toch een betrouwbare en bruikbare methode⁴. Zoals reeds eerder gezegd kan ook de groeivorm van een plant iets vertellen over de ecologische waterkwaliteit. Hierdoor kan het nuttig zijn ook de **groeivorm** te noteren. Er wordt aangeraden de groeivorm meteen op het veld te noteren i.p.v. deze later aan te vullen met de groeivorm waarmee de plant in de literatuur geassocieerd wordt (Schneiders *et al.* 2004).

Omdat macrofyten traag reageren op een verstoring van het watersysteem, kan een steekproef **eens per jaar** volstaan (USEPA, 1998; USEPA, 2003), maar Dawson (2002) raadt voor de monitoring van rivieren minimum 1 maal per jaar voor 3 opeenvolgende jaren aan. Men meet het beste tijdens de latere vegetatieperiode, liefst tussen **juni en september** (STOWA 1993a, STOWA 1993b; Dawson, 2002; CEN/TC, 2003). Om de vergelijkbaarheid tussen opeenvolgende opnamen te bevorderen is het belangrijk dat deze omstreeks hetzelfde tijdstip gebeuren zodat de inter-seizoenale verschillen de resultaten niet beïnvloeden (Dawson, 2002; CEN/TC, 2003; Schneiders *et al.*, 2004). Indien de vergelijking gebeurt tussen verschillende plaatsen binnen hetzelfde jaar, mag er niet te veel verschil tussen de opname-momenten zitten aangezien ook hier de inter-seizoenale verschillen voor verschillende scores kunnen zorgen (Dawson, 2002; CEN/TC, 2003).

Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is het aan te raden om 2 maal per jaar te meten, zowel in juni als in september. Dit is omwille van het beperkt aantal aanwezige soorten, de verschillende optimumgroei van de verschillende soorten en de verschillende abundantie (successie) van deze soorten.

⁴ Bron: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=70572&lan=EN>

3.2.1 Rivieren

Monitoring van macrofyten in rivieren of beken gebeurt meestal door een bepaald traject af te wandelen en de aanwezige planten op te nemen. Men maakt gebruik van trajecten omdat staalnamen op slechts enkele punten een te beperkt beeld kunnen geven van de macrofytengemeenschappen als de waterlopen weinig begroeid zijn met obligate waterplanten. Een traject van 100m is een goede monitoringseenheid (Schneiders *et al.*, 2004) die ook in het internationale STAR-project gebruikt wordt. Om een goed beeld te krijgen van het volledige waterlichaam moet een selectie van een aantal 100 meter trajecten gemaakt worden. In de Woluwe werd waargenomen dat trajecten korter dan 250 meter beperkingen kunnen leveren voor veralgemeende uitspraken over de volledige waterloop (Triest, 2004). Indien men met 100 meter trajecten werkt, kan men deze voor de opname verder verdelen in 10m of 2m stukken (Triest, 2000). De opdeling in 10 meter stukken geeft meer detailinformatie over het vegetatiepatroon en dit is een groot voordeel wanneer dezelfde trajecten in de tijd opgevolgd moeten worden (Schneiders *et al.*, 2001). Indien men met 2 meter stukken werkt, kunnen deze de basis vormen voor het berekenen van de frequenties in 10 meter stukken. Daarnaast is een voordeel aan 2 meter stukken dat dit overzichtelijke zones zijn waardoor men minder snel over planten overkijkt dan bij 10 meter stukken, waardoor de opname ook grondiger zal gebeuren.

De opnameplaats wordt het beste bewust gekozen nadat een gedetailleerd onderzoek gezorgd heeft voor een totaal beeld (Schneiders *et al.*, 2002). De STAR-methode vraagt naar 8 specifieke kenmerken te kijken (Dawson, 2002):

1. veiligheid en gezondheid van de onderzoeker
2. het fysische karakter moet typisch zijn voor de rivier
3. helderheid van water
4. sterk beschaduwde plaatsen moeten vermeden worden
5. stroomsnelheid van het water, hierbij moet ook rekening gehouden worden dat in snelstromend water sommige soorten slechter te zien zijn
6. rivierbeheer
7. kunstmatige structuren kunnen best niet in de opnamesite liggen
8. indien men verschillende sites wilt vergelijken moeten deze fysiek vergelijkbaar zijn de methode kan namelijk niet gebruikt worden om de ecologische toestand van fysiek verschillende stromen te vergelijken

Daarnaast is het ook belangrijk rekening te houden met de weersomstandigheden en dan specifiek met het zonlicht. Een juiste lichtinval kan voor een verbeterde zichtbaarheid zorgen (zelfs tot op bodem). Een slechte of beperkte lichtinval kan voor weerkaatsing zorgen en de zichtbaarheid verlagen.

Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest speelt vooral het rivierbeheer een grote rol en in beperktere mate de helderheid van het water, de beschaduwing en de stroomsnelheid.

Bij rivieren worden meestal enkel de waterplanten opgenomen, maar opname van oevervegetatie kan een algemener beeld van de ecologische kwaliteit geven (Haury *et al.* 1996). Daarnaast kunnen -indien relevant- ook kwelgebieden mee opgenomen worden omdat kwelindicatoren lokaal gunstige invloeden beter kunnen aantonen (Triest, 2000). Dit laatste is in het Brusselse Gewest zeker van belang door de aanwezigheid van kwelgebieden.

Bij de opname kan men kiezen of men abundanties of aan- afwezigheid van een soort noteert. Voor de KRLW is men verplicht de abundanties te meten en ook de STAR-methode werkt met de abundantie om later een STAR-score te kunnen berekenen (Dawson, 2002). Indien men met een abundantieschaal werkt moet deze duidelijk omschreven zijn en zou men best internationaal dezelfde klassen gebruiken (Schneiders *et al.*, 2004). De verschillen die veroorzaakt worden door het verschil in inschatting worden gedeeltelijk weggewerkt door de score uit te middelen over 10 proefvlakken (Schneiders *et al.*, 2004). Ook bij de frequentiemethode zijn er persoonseffecten waarneembaar. De abundantiemethode is een robuustere score die minder persoonsafhankelijk is. Ze geeft een beter beeld van de structurele verschillen of de wijze van voorkomen dan een frequentieschatting. Frequentie is eerder een schatter voor de talrijkheid van soorten en voor de spreiding langsheen het traject (Schneiders *et al.*, 2004).

De planten worden waargenomen terwijl men langs de oever wandelt of door het water waadt of vaart. Men vertrekt hierbij best vanaf vast punt (brug, boom,...) en men werkt steeds stroomopwaarts om te voorkomen dat het zicht belemmerd wordt door losgekomen materiaal. Hierbij wordt het aangeraden om een zigzaggende beweging te maken om geen oeverplanten te missen (Dawson, 2002). Indien de stroom zeer breed is, met een centraal diep gedeelte zonder planten, kunnen beide oeverzijden apart onderzocht worden, deze scheiding is niet noodzakelijk bij kleinere waterlopen (MIDCC, ongedateerd). Hulpmateriaal kan gebruikt worden (zoals emmers met glazen bodem, onderwatercamera, harken...). Een hark mag echter niet gebruikt worden om de vegetatie te zoeken, enkel om te identificeren, aangezien dit een verkeerd beeld van de abundantie kan geven en fijn-gebladerde en diep gewortelde macrofyten niet gevonden zullen worden (Dawson, 2002). Het gebruik van een hark in diepere delen is niet altijd even voordelig aangezien zoals reeds gezegd hiermee kleinere soorten over het hoofd kunnen gezien worden, maar ook kan het voor een verkeerde schatting van abundantie zorgen (MIDCC, ongedateerd).

Belangrijk voor de Brusselse waterlopen (waar veel driftmateriaal aanwezig is), is dat driftmateriaal (dus vasthangend, niet geworteld) niet genoteerd wordt. Uitzondering hierop zijn drijvende macrofyten zoals *Lemna* sp. of *Azolla* (Dawson, 2002). Hierbij moet wel bedacht worden dat het niet steeds vanzelfsprekend is om driftmateriaal te onderscheiden van gewortelde planten. Dit is dus een mogelijke bron van verschil in opnamen tussen verschillende personen. Ook de juveniele planten worden genoteerd, aangezien deze tonen dat er potentieel is. De zeer grote "patches" van een plantensoort worden maar 1 maal genoteerd indien deze op de grens van 2 opnamestukken liggen om geen overschatting te veroorzaken.

In elke methode zitten foutenbronnen, zo ook in de opname van macrofyten: verschillende inschatting van bedekking tussen verschillende onderzoekers, foute identificatie van macrofyten, overzien van zeldzamere planten, verschil in beoordeling van ligging 'in' of 'uit' de stroom, fouten in bepalen van de opnamelengte. Het aantal fouten vermindert echter door een goede oefening van de onderzoeker en een goede uitvoering van de methode (Dawson, 2002; Schneiders *et al.*, 2004).

Tussen verschillende plaatsen op **kanalen** en tussen verschillende kanalen zijn minder uitgesproken ecologische en geomorfologische verschillen dan bij rivieren. Hierdoor zouden macrofyten in kanalen met minder subjectiviteit en meer standardisatie onderzocht kunnen worden, maar toch is dit niet steeds mogelijk door de soms moeilijke bereikbaarheid van de vegetatie. Net zoals bij de rivieren en de meren is het ook bij de kanalen belangrijk om eenzelfde methode te gebruiken om verschillende jaren of monitoringspunten te kunnen

vergelijken. Hierdoor is het noodzakelijk om een algemeen protocol uit te denken (Hatcher *et al.*, 1999).

3.2.2 Meren

Net zoals bij rivieren kan ook bij meren de opname op verschillende manieren gebeuren. Men kan de aanwezige taxa louter inventariseren of een beschrijving maken van verschillende eigenschappen zoals de (relatieve) talrijkheid, bedekking, het ingenomen volume, de biomassa,... (Lancaster *et al.* 1996). Waar men juist gaat opnemen hangt ook af van de beschikbare logistieke ondersteuning. Indien men geen bootje heeft, zal de opname in ondoorwaadbare vijvers of meren beperkt blijven tot de oeverzone. Indien men wel over een bootje kan beschikken, kan ook in diepere gedeelten een opname gebeuren en dit in een rasterpatroon of langs transecten. Meestal wordt het waarnemingsbereik uitgebreid d.m.v. harken, dreggen, grijpers, gebruik van bathyscoop of zelfs gemotoriseerde onderwaterrobots. Ook snorkelen is een veel toegepaste werkwijze. Soms worden diverse methoden gecombineerd (Lancaster *et al.* 1996).

Een overzicht van recent voorgestelde methoden in het kader van de KRLW zijn te vinden in Schneiders *et al.* (2004).

Een methode die niet door Schneiders *et al.* (2004) besproken werd, is deze voorgesteld door Janauer (2002). Hierbij gebruikt men transecten van 2 tot 5 meter breed die loodrecht op de oevers staan. Er worden telkens minimum vier transecten per oever afgelegd, indien het soortenaantal bij het 4de transect nog stijgt, worden meerdere transecten afgelegd totdat dit niet meer het geval is. Gedetailleerdere informatie over de gebruikte methode is te vinden in Janauer (2002).

In CENT/TC (2003) worden transecten ook besproken als de meest gebruikte methode om meren te onderzoeken. Hierbij kan de verdeling en abundantie van aquatische macrofyten genoteerd worden. Net zoals bij Janauer (2002) hangt het aantal transecten af van het soortenaantal, er moeten namelijk voldoende transecten afgelegd worden om te zorgen dat het maximaal aanwezig aantal soorten opgenomen wordt. Transecten kunnen variëren in breedte, maar meestal is dit 2 tot 5 meter. Standardisatie van de transecten wordt zoveel mogelijk nagestreefd om meren met eenzelfde hydromorfologie te kunnen vergelijken. Opname gebeurt het beste na een periode van weinig regen wanneer het water zijn maximale helderheid heeft en het waterniveau normaal is. Dit bevordert de zichtbaarheid en de juiste beoordeling van welke planten zuiver aquatisch zijn en welke helofyten en amfibische soorten. De opname kan gebeuren aan de hand van opnamen langs transecten door het water (gebruik van boot en snorkel of duikersgerief) en opnamen langs de oevers door te waden. De opname langs de oevers is vooral belangrijk daar waar de helling van het meer gradueel is en waar het fluctuatieniveau grote delen van het meer kan beïnvloeden door het bevoordelen van kolonisatie door amfibische planten.

In een recent rapport voor Vlaanderen (Schneiders *et al.*, 2004) werden 4 verschillende opname methoden uitgetest en vergeleken. Ze besloten dat indien men een vrij nauwkeurig -zij het niet al te gedetailleerd- beeld van de begroeiing wilt verkrijgen, de voorkeur gaat naar een **gesegmenteerde abundantieschatting**⁵, met dien verstande dat hierbij het gehele oppervlak van de vijver beschouwd wordt. Bij niet doorwaadbare gedeelten en diepere wateren dient dit met behulp van een boot te gebeuren, waarbij langs vastgelegde transecten gevaren wordt. Voor toestand- en trendmonitoring van minder gevoelige systemen kan

⁵ d.i. Tansley-opnamen waarbij elke plas in meerdere min of meer homogene, segmenten opgedeeld word naar aanpalende vegetatie en landgebruik, morfologische structuur en begroeiing. Deze segmenten dienen niet noodzakelijk tot aan de oever te reiken, maar beslaan samen het volledige oppervlak.

volstaan worden met een opname van de watervegetatie van het oeverbelendende segment waarin de submerse begroeiing het best ontwikkeld is en van de aanpalende oever.

De gesegmenteerde abundantieschatting heeft 1 zwakte: de ondergedoken vegetatie buiten het doorwaadbare bereik is moeilijk nauwkeurig te schatten. Daarnaast is het ook noodzakelijk om een abundantieschaal te hebben die men zo objectief mogelijk kan invullen. De methode heeft echte verschillende voordelen: (1) ook de vegetatiezones buiten de oeverzone kunnen in beschouwing genomen worden, (2) een aanzienlijk beter vegetatiebeeld wordt bekomen dan met een globale opname en (3) de densiteit van de begroeiing bij kleinere, meer homogene, oppervlakten kan beter beoordeeld worden. Abundantieschalen met 5 niveaus zijn in de meeste gevallen voldoende en tonen een goede reproduceerbaarheid. Ze zorgen ook voor een goed onderscheid tussen de verschillende macrofytassenblages. Schalen met meer niveaus mogen meer accuraat lijken, maar zijn meestal minder reproduceerbaar. Om de ecologische status van een meer te verkrijgen wordt het volledige meer met referentieplaatsen vergeleken, niet de individuele transecten (CEN/TC, 2003).

Een andere methode is de frequentiemethode⁶. Deze methode is objectiever aangezien ze geen 'oordeel' van de waarnemer zelf vergt. Daarnaast laat ze ook toe om ruimtelijke patronen in de tijd op te volgen. Ze heeft 3 belangrijke nadelen: (1) ze geeft geen informatie over de begroeiing buiten het onmiddellijke oeverbereik, tenzij ze met transectopnamen wordt uitgebreid (een optie waarbij niet duidelijk is hoe 'oever'- en 'waterfrequenties' geïntegreerd dienen te worden), (2) ze levert enkel stabiele frequenties indien een voldoende groot aantal opnamepunten beschouwd wordt, dit aantal is afhankelijk van de heterogeniteit van de vegetatie; voor kleinere wateren vergt de methode een zeer klein interval en (3) het is veruit de meest tijdsroevende methode (Schneiders *et al.*, 2004).

Belangrijk om te weten is dat de Tansley opnamen en relatieve frequentie niet inwisselbaar zijn. Bij de Tansleyscore worden soorten veel sterker gewogen op basis van hun densiteit. Hiermee kan de functionele rol van de macrofyten beter ingeschat worden, onafgezien van de potentieel grotere variatie die tussen de waarnemers zal optreden (Schneiders *et al.*, 2004).

Welke opnamemethode gebruikt wordt, hangt echter ook af van het doel. Zo is een volledige opname bij operationele en onderzoekende monitoring nuttig. Een beperkte opname om een algemeen beeld van de ecologische toestand af te leiden kan ingezet worden bij grootschalige toestand- en trend monitoring (Schneiders *et al.*, 2004).

Voorgestelde methode:

Rivieren en vijvers

- Zowel hydrofyten als helofyten worden genoteerd, oeverplanten worden enkel opgenomen indien zij relevant zijn (kwelindicatoren).
- Exoten en aanplantingen worden mee opgenomen.
- Abundantie opgenomen via Tansley-schaal (zie bijlage 4).
- Opname gebeurt zoveel mogelijk tot op soort waarbij eventueel exemplaren naar het laboratorium kunnen meegenomen worden voor verdere microscopische determinatie.
- Opname gebeurt het beste in juni en in september. Er wordt best 2 maal per jaar gemonitord omdat in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest een beperkt aantal soorten

⁶ d.i. opname van de soortensamenstelling op regelmatige afstanden in een 1 meter brede strook die de oeverzone en de littorale zone tot ca 3.5m in het water omvat, voor het bepalen van de relatieve frequenties.

aanwezig is en de optimumgroei en de abundantie (successie) van deze soorten verschilt.

- Bij de keuze van de opnameplaatsen moet rekening gehouden worden met het rivierbeheer, de helderheid van het water, de beschaduwing en de stroomsnelheid.

Rivier

- Er wordt gewerkt met monitoringseenheden van 100 meter die voor opname opgedeeld worden in 2 meter stukken.
- Er wordt stroomopwaarts gewerkt om de zichtbaarheid niet te verminderen.
- Driftmateriaal wordt niet mee opgenomen.

Vijver

- De **oeveropname** gebeurt random waarbij relevante watergebonden vegetatie wordt opgenomen. Oeverplaatsen waar een in- of uitstroom aanwezig is, zullen apart gemonitord worden.
- In het **open** water werkt men het beste met contouren of transecten (rekening houdend met diepteverschillen) waarbij op vaste afstanden opnames gemaakt worden van 2m² (1 x 2m).

3.3 Beoordelingssysteem

Aan de hand van de gegevens verkregen tijdens het veldwerk, zal er een beoordeling gemaakt worden van de ecologische waterkwaliteit. Door deze beoordeling moet het mogelijk zijn om -zoals in de KRLW gevraagd- het ecologische potentieel van de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen in 4 klassen op te delen (goed – matig - ontoereikend - slecht). Zoals reeds vermeld steunt de indeling in klassen op ecologische elementen. De goede toestand of een goed ecologisch potentieel wordt gekenmerkt door een 'lichte afwijking' van de zeer goede toestand of van het maximum potentieel. Voor de macrofyten toont deze lichte afwijking zich o.a. in het verdwijnen van gevoelige soorten. Zo kan de soortensamenstelling van de vegetatie een lichte wijziging ondergaan en eventueel kan er een lichte veranderingen in abundantie van soorten optreden, maar indien de vegetatie nog steeds divers is, kan dit nog steeds op een goede ecologische toestand wijzen. Indien daarentegen steeds meer soorten verdwijnen, is er duidelijk meer verstoring en kan de vegetatie niet meer als goed beschouwd worden, maar eerder als matig. Indien de verstoring dermate erg is dat ze de vegetatiestructuur zeer sterk vereenvoudigt en deze nog slecht uit 1 laag bestaat (kroosdek, flab) dan kan de toestand als ontoereikend beschouwd worden. Helemaal op het einde van de degradatiereeks bevindt zich de slechte toestand van het water. Hierbij zorgen extreme algenbloei en organische belasting voor zuurstofloosheid en sterke slibaanwas in het water (STOWA, 2002). De Lange & Van Zon (1977) merkten al op: *'dominantie van één laag - zelfs als deze het gevolg is van een door natuurlijke oorzaken extreem zijnd milieu - wordt als ongunstig ervaren'*.

De KRLW vraagt kwantitatieve kenmerken en eventueel aanvullend kwalitatieve. Beide kenmerken hebben eigen voor- en nadelen. Van kwantitatieve kenmerken kan gezegd worden dat ze gevoeliger zijn dan kwalitatieve en een nauwere relatie met het ecologische functioneren hebben. Daartegenover staat dat voor deze kenmerken een grotere

meetinspanning noodzakelijk is en dat de gegevens zeer waterlichaamsafhankelijk zijn (Schneiders *et al.*, 2004).

Naast de abundantie en de soortensamenstelling kunnen nog enkele andere parameters gebruikt worden voor de ecologische beoordeling. Dit zijn overwegend kwantitatieve gegevens die met behulp van monitoringgegevens en experten-beoordeling bepaald kunnen worden. Voor de macrofyten zijn dit de volgende (Breukel, 2003):

- aanwezigheid van bacterievlokken en -lagen
- mate waarin versnelde groei van macrofyten leidt tot ongewenste verstoring van andere biologische en van fysisch-chemische kwaliteitselementen.

Hoewel men soms binnen een organismegroep ook met het 'one out, all out' principe werkt -waarbij het eindoordeel bepaald wordt door het minst gunstig geëvalueerde deelaspect- is het voor de kunstmatige en sterk gewijzigde waterlichamen misschien aangewezen om op een andere manier de finale score voor de macrofyten te bepalen. Hierbij zou het slechtste kenmerk niet de doorslag mogen geven, maar kan het belangrijk zijn om eerder een gemiddeld resultaat te nemen (bv. met additief potentieel te werken).

3.3.1 Rivieren

Internationaal werden voor de beoordeling van macrofyten in stromende wateren al een aantal systemen ontwikkeld (Nijboer, 2003b). In dit verslag worden deze die interessant zijn voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest aangehaald en uitgelegd. Triest (2000) bespreekt nog enkele systemen die hier niet aan bod komen, o.a. de Lange en van Zon (1983), Caffrey (1986), de Lyon & Roelofs (1986) en Husák *et al.* (1989).

Bij de verschillende systemen geldt hetzelfde concept: gewogen gemiddelden worden berekend op basis van abundantie en indicatorwaarde van elke soort (Schneiders *et al.*, 2004).

Een veel gebruikte methode is de **Mean Trophic Rank** (MTR), een beoordelingssysteem dat ontwikkeld is voor de beoordeling van eutrofiëringeffecten in stromende wateren in Groot-Brittannië. Met behulp van een score per soort, die de gevoeligheid voor eutrofiëring weergeeft, wordt een totaalscore voor het afgelegde 100m traject berekend. Deze methode is echter enkel geschikt voor het beoordelen van eutrofiëringeffecten (Nijboer, 2003a). Een lage MTR-score wijst op een hoge eutrofie en omgekeerd (Schneiders *et al.*, 2004).

Analoog aan de MTR werd de **STAR-scoring** methode ontwikkeld. De STAR-score stijgt met dalende eutrofie (Dawson, 2002).

De **Ellenberg indicatorwaarden** (lichtgetal, temperatuurgetal, continentaliteit, vochtgetal, zuurgetal, stikstofgetal, zoutgetal, zware metalen resistentie) kunnen gebruikt worden voor macrofytenmonitoring aangezien deze getallen bepaald werden voor zowel water- als oeverplanten. Er zijn echter wel veel ontbrekende gegevens bij een ganse reeks *Callitriche*, *Potamogeton* en *Ranunculus* soorten. Hoewel de Ellenbergwaarden werden uitgewerkt voor Centraal Europese vegetaties, zijn ze ook in West-Europa te gebruiken mits een voorafgaande analyse van de structuur van de gegevensset en het gehanteerde spectrum van indicatorwaarden. Vooral het N- en R- getal zijn te gebruiken omdat de reikwijdte van deze getallen voldoende breed is. Belangrijk om te weten is dat het N-getal beter overeenkomt met de productiviteit dan met de gemeten N-gehalten in bodem of water. Bij het gebruik van deze

getallen verhoogt de betrouwbaarheid bij het berekende gewogen gemiddelden indien ook de oeverplanten en de eventueel geassocieerde kwelzones toegevoegd zijn aan het monitoringschema (Triest, 2000).

Haury *et al.* (1996) beschouwden voor het opstellen van hun lijst met "scores" voor 242 taxa uit waterlopen van Frankrijk alle macrofyten (met bijzondere aandacht voor rioolschimmel, cyanobacteriën, algen, levermossen, bladmossen en varens) en emergente oeverplanten. Hieruit verkregen ze trofiescores voor de rivieren in Frankrijk, nl. GIS-waarden (Groupement d'Intérêt Scientifique "Macrophytes des Eaux continentales"). Met dit systeem kan men de indicatorwaarden op 2 manieren gebruiken: aan/afwezigheid bekijken of ook rekening houdend met de abundanties. Triest (2000) besluit over dit systeem: "*De gebruikte indices (scores van 0 tot 10) geven een goede aanduiding van de variaties in waterkwaliteit, in het bijzonder voor ortho-fosfaat of ammonium toename. Soorten die strikt aquatisch zijn, geven de meest nauwkeurige informatie. Het toevoegen van oevervegetatie aan de strikt aquatische soortenlijsten is vermoedelijk alleen zinvol in afwezigheid van extremen, m.a.w. om een betere differentiatie te brengen in de zone van matige waterkwaliteit (in dat opzicht eerder habitatkwaliteit te noemen).*". Hierbij tonen de lage scores een hoge trofie terwijl de hogere scores (tot 10) een lage trofie aanduiden (Schneiders *et al.*, 2004).

De verschillende beoordelingsmethoden hebben allen enkele nadelen. Zo zijn ze meestal gebaseerd op verstoringsreeksen (Schneiders *et al.*, 2004) en is geen enkele van de methoden type-specifiek (Nijboer, 2003a). Daarnaast is -vermits niet aan alle soorten een score toegekend is in de verschillende systemen- het aantal soorten uit de opname waarmee effectief gerekend wordt vaak klein. Bijgevolg komen ze eerder in aanmerking voor de operationele monitoring waarin de impact van de omgevingsfactor, eventueel site-specifiek, bestudeerd en opgevolgd wordt. De methoden zijn minder bruikbaar voor een globale toestand-of trendmonitoring volgens de EQR-benadering (Schneiders *et al.*, 2004). Een manier om dit tijdelijk te overbruggen is de verstoringscores toch algemeen toe te passen maar de klassengrenzen te laten variëren naargelang het type, een benaderingswijze die voor de macrofyten gehanteerd wordt in het STAR-project (Nijboer, 2003a). Trofiescores zijn niet ideaal om de ecologische kwaliteit van voedselrijkere systemen op te volgen in de tijd aangezien een slechtere waterkwaliteit hierbij soms gekenmerkt wordt door een hogere trofiescore (en dus eigenlijk verbetering van waterkwaliteit). Dit is mogelijk indien er een verschuiving gebeurt van drijvende en submerse soorten naar enkel een rietkraag (Schneiders *et al.*, 2004).

Hoewel de verschillende indicatorgetallen van MTR, GIS, en Ellenberg N en R getal significant met elkaar gecorreleerd lijken, toonden Schneiders *et al.* (2004) toch enkele verschillen aan. Zo komen lagere MTR-indicatorwaarden (<5) vaak overeen met een iets hogere GIS-indicatorwaarde, terwijl hoge MTR-indicatorwaarden (>7) overeen komen met een iets lagere GIS-indicatorwaarde. De correlaties met de Ellenberggetallen zijn lager dan met de andere indicatorwaarden. In het rapport van Schneiders *et al.* (2004) werden de klassenindeling van enkele proefstromen met verschillende systemen vergeleken. Hierbij werd waargenomen dat de klassenindeling tussen GIS en MTR zeer vergelijkbaar is. De typische beekscores MTR en GIS zijn beter gecorreleerd met de waterkwaliteit indien enkel de hydrofyten meegenomen worden in de berekening. Enkel de Ellenberg-N scoort beter wanneer met alle macrofyten wordt gerekend. Dit doet vermoeden dat bij deze laatste indicator vooral de randvegetatie doorweegt in de beoordeling (Schneiders *et al.*, 2004).

De resultaten van de uitgelegde systemen zijn vaak verdeeld in meer dan 5 klassen. Zo heeft men bij Haury *et al.* (1996) 10 klassen die omgezet moeten worden naar 5 klassen om aan de

eisen van de KRLW te voldoen. Deze omzetting kan gebeuren op dezelfde wijze als BBI omgezet wordt, maar dit is arbitrair en vraagt zeker nog onderzoek (Triest, 2000).

3.3.2 Meren

Net zoals bij de rivieren werden bij de meren de meeste bestaande beoordelingsmethoden voor stilstaande wateren uitgewerkt om een beoordeling te maken van de respons op 1 specifieke vorm van verstoring (bv. eutrofiëring) of voor het bepalen van de relatieve toestand van factoren zoals voedselrijkdom, zuurgraad, buffering, etc. (Schneiders, 2004).

Zo werd in Groot-Brittannië de **Trophic Ranking Score** (TRS) opgesteld voor stilstaande wateren. Dit systeem werkt ook met indicatorwaarden per soort waarmee een score voor het meer berekend kan worden. Deze scores variëren continu van 2.5 -lage trofie- tot 10 -hoge trofie- (Schneiders *et al.*, 2004).

Schneiders *et al.* (2004) besloten voor de beoordeling van de macrofyten in Vlaamse meren dat een multimetrische methode waarin afzonderlijke EQR's voor compositionele en structurele vegetatiekenmerken gehanteerd worden het meest aangewezen is. Hun methode werd vergeleken met Zweedse en Nederlandse systemen en gaf gunstig afstekende resultaten. In hun methode wordt voor de beoordeling naar 4 factoren gekeken (Schneiders *et al.*, 2004):

1. **Soortensamenstelling** of typespecifieke of type-eigen soortensamenstelling.
2. **Relatieve abundantie** van verstoringindicatoren die verband houden met de waterkwaliteit (dus niet: betreding, vraat,..).
3. Diversiteit aan **groevormen**. Hiermee wordt eerder een functionele appreciatie van de ecosysteemtoestand gegeven. Hiervoor is een referentie niet a priori te onderbouwen, maar kan wel beroep gedaan worden op algemene proceskennis om een beste keuze te maken.
4. Gezamenlijke abundantie van de **ondergedoken vegetatie**. De ondergedoken vegetatie geeft extra informatie doordat bv. eutrofiëring zorgt voor een sterke toename van de biomassa aan ondergedoken vegetatie. Daarnaast veroorzaakt algengroei een slechter lichtklimaat voor de overige waterplanten. Snelle groeiers, met lange, vertakkende stengels die tot aan het oppervlak doorgroeien en planten met drijfbladeren worden hierdoor competitief bevoordeeld. Hierbij krijgen soorten als *Ceratophyllum demersum*, *Elodea* sp., *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* en *Potamogeton crispus* de overhand of worden soortenarme pakketten gevormd van draadwieren, hydrodictyon, watervorkje,...Ook het (vrijwel) ontbreken van ondergedoken vegetatie waar deze normaliter verwacht wordt, duidt op verstoring. Hier wordt aangenomen dat dit enkel bij zeer intense beschaduwing, een zeer onstabiel (natuurlijk) substraat of te grote diepte in verhouding tot de achtergrondtroebeling een normale toestand kan zijn.

Hier werkt men normaal volgens het 'one-out, all-out' principe, maar voor de Brusselse kunstmatige en sterk gewijzigde waterlichamen is het misschien beter dit niet te gebruiken en eerder met gemiddelden of volgens een ander –nog te ontwikkelen- principe te werken dat meer rekening houdt met het aspect 'potentieel'.

3.3.3 Voorgestelde beoordelingssysteem

Aangezien er nog veel onzekerheden zijn, stellen we voor om de ecologische beoordeling van de macrofyten in Zenne, Woluwe, Kanaal en vijvers van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

te baseren op meer dan 1 variabele of index. Er wordt hierbij rekening gehouden met de specifieke situatie en het potentieel van “sterk veranderde” en “kunstmatige” waterlichamen.

Het door ons voorgestelde multimetrische systeem maakt gebruik van 7 verschillende variabelen en 2 (eventueel nog uit te kiezen) indices:

- 1. Vegetatiestructuur score (0-10)**
 - 2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)**
 - 3. Totale abundantie score grondwaterafhankelijke planten (0-10)**
 - 4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)**
 - 5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)**
 - 6. Totale abundantie score helofyten (0-10)**
 - 7. Totale abundantie score drijvende waterplanten (0-10)**
- A. Trofiescore hydrofyten (GIS, MTR of IBMR) in waterloop*
- B. Trofiescore vijverplanten (TRS) of N-Ellenberg gewogen gemiddelden*

Deze variabelen worden echter niet alle voor elk waterlichaam gebruikt. De keuze van het al of niet **gebruik** ervan is afhankelijk van:

- het type waterloop (sterk gewijzigd of kunstmatig)
- de beschikbaarheid van een oeverstrook die kan begroeid worden
- de beschikbaarheid van bijvoorbeeld plasbermen als oeverstrook

Welke variabele voor welk watertype (huidige toestand of mits morfologisch aanpassingen) gebruikt kan worden en hoe de score per variabele bepaald wordt, is aangeduid in tabel 2-2.

De argumentatie voor de keuze van variabelen bij morfologische veranderingen is de volgende:

1. De Woluwe heeft in de huidige situatie geen geschikte oevers voor een goed ontwikkelde oevervegetatie, maar dit kan via natuurtechnische milieubouw verbeterd worden over een groot deel van de waterlooplegte (WOL HYDR in tabel 2-2). Zoals in tabel 2-2 te zien, is er geen verschil tussen de gebruikte variabelen bij de Woluwe zonder en met hydromorfologische aanpassingen. De verbetering van de oevers zal hier niet zorgen voor het gebruik van meer variabelen, maar wel voor een verbetering van de ingevulde waarden doordat de oevervegetatie beter kan ontwikkelen.
2. De Zenne heeft in de huidige situatie geen geschikte oevers voor een goed ontwikkelde oevervegetatie, maar de aanleg van een zachte oeverberm kan (na verbetering van de waterkwaliteit) via natuurtechnische milieubouw gerealiseerd worden in enkele korte stroken (ZEN HYDR in tabel 2-2).
3. Het Kanaal heeft in de huidige situatie geen geschikte oevers voor een goed ontwikkelde oevervegetatie, maar er zijn volgende mogelijkheden:
 - a. De aanleg van een zachte oeverberm kan via natuurtechnische milieubouw gerealiseerd worden in enkele korte stroken (KAN HYDR1 in tabel 2-2).
 - b. De aanleg van plasbermen kan via natuurtechnische milieubouw gerealiseerd worden in enkele korte stroken (KAN HYDR2 in tabel 2-2).

Elke voorgestelde variabele heeft een eigen **score** (0, 2, 6, 10) waardoor men de gemiddelde score voor de vooropgestelde reeks variabelen kan berekenen. Dit gemiddelde wordt geschaald van 0-1 (tabel 2-3) en zo bekomt men de EQR voor het waterlichaam.

De **klassengrenzen** werden bepaald op basis van experten-beoordeling en worden weergegeven in tabel 2-3. Op dit niveau wordt niet met het 'one out – all out' principe gewerkt.

De bruikbaarheid van een trofie-index in waterlopen (GIS, IBMR) of vijvers (TRS) in combinatie met de vooropgestelde variabelen is niet groot omdat de lijst met getalwaarden niet volledig is voor de soorten die er voorkomen. Het is wel mogelijk om de GIS waarden van de Woluwe te berekenen en te vergelijken met de vooropgestelde methodologie.

Tabel 2-6: Aanduiding van gebruikte variabelen per waterlichaam (huidige toestand of na morfologische veranderingen) en opdeling van de score.

	WOL	WOL HYDR	ZEN	ZEN HYDR	KAN HYDR1	KAN HYDR2	VIJVERS
Huidige situatie	x		x				x
Oeveraanpassingen (zachte taluds voor oeverplanten)		x		x	x		x
Oeveraanpassingen (zachte taluds voor oeverplanten en plasbermen voor hydrofyten)						x	x
1. Vegetatiestructuur score (0-10)	1	1		1		1	1
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)	0						
Enkel één of meerdere emergente soorten (enkel aangeplant)	2						
Enkel één submerse soort (spontaan)	4						
Meer dan één submerse soort	6						
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten	8						
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend	10						
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)	1	1					1
Geen kwelindicatoren	0						
Één kwelindicatorsoort	2						
Twee kwelindicatorsoorten	6						
Meerdere kwelindicatorsoorten	10						
3. Totale abundantie score grondwaterafhankelijke planten (0-10)	1	1					1
Geen grondwaterafhankelijke waterplanten	0						
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten laag en sporadisch	2						
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent	6						
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant	10						
4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)	1	1	1	1		1	1
Geen submerse waterplanten	0						
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch	2						
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent	6						
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10						
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)	1	1	1	1		1	1
Geen macrofyten	0						
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2						
Enkel soorten die vegetatief (desgevallend facultatief sexueel) vermeerderen	4						
Ten minste 1 soort die tweehuizig, meerjarig is	6						
Ten minste 1 soort die éénhuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	8						
Ten minste 1 soort die tweehuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	10						
6. Totale abundantie score helofyten (0-10)	1	1		1	1	1	1
Geen watergebonden oeverplanten	0						
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch	2						
Bedekkingsgraad van oever frequent	6						
Bedekkingsgraad van oever abundant	10						
7. Totale abundantie score drijvende waterplanten (0-10)							1
Geen drijfblad waterplanten (en ook geen submerse hydrofyten)	0						
Geen drijfblad waterplanten (maar wel submerse hydrofyten)	6						
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten laag en sporadisch (geen submerse)	2						
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten laag en sporadisch (ook submerse)	10						

Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten frequent	6
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten abundant	2
A. Trofiescore hydrofyten (GIS , MTR of IBMR)	1 1 1 1 1
B. Trofiescore oeverplanten (IBMR) of N-Ellenberg gewogen gemiddelden	1
Totaal aantal metrische variabelen per type	7 7 5 5 2 5 8

Tabel 2-7: Klassenindeling voor de vooropgestelde methodologie, gebaseerd op een vergelijking op basis van beschikbare en gesimuleerde macrofytenopnames. .

Metrieken	Gemiddelde	Grenzen	EQR
MEP	10	10	1
GEP	≥7	≥7	≥0.7
M	3≤x<7		0.3≤x<0.7
O	1≤x<3		0.1≤x<0.3
S	<1		<0.1

Bij elk systeem kunnen fouten optreden en het is dus belangrijk hiermee rekening te houden. Een bron van fouten is de macrofytenopname. Hierbij kunnen soorten verkeerd geïdentificeerd worden, de abundantie kan verkeerd ingeschat worden of er kan over een soort overgekeken worden. Al deze fouten kunnen verminderen door met ervaren onderzoekers te werken. De invloed van deze fouten op de beoordeling werd onderzocht aan de hand van enkele simulaties (bijlage 5) met het voorgestelde beoordelingssysteem. Figuur 3 in bijlage 5 toont de verandering in beoordeling bij het foutieve beoordeling van 1 of meerdere variabelen. Dit toont dat 1 variabele niet zeer veel impact heeft op de klassebeoordeling. Een volledig foutieve beoordeling gebeurde pas indien de 6 variabelen verkeerd beoordeeld werden.

3.4 Referentietoestand voor macrofyten

3.4.1 Natuurlijke referentietoestand

De natuurlijke referentietoestand van macrofyten zal hier niet exact beschreven worden. Het is namelijk zeer moeilijk deze te bepalen voor de waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Meestal worden hiervoor gegevens uit **oude herbariacollecties** gebruikt, maar voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest zijn hiervoor niet voldoende gegevens aanwezig (Graf, 1998). Zo zijn kwantitatieve gegevens uit de eerste helft van de vorige eeuw erg schaars (Bocquet, 2004) en hierbij is het zeer moeilijk te bepalen vanaf wanneer men kan spreken over een referentietoestand aangezien er in Brussel al zeer lang sprake is van beïnvloeding door de mens. In een rapport voor Vlaanderen (Es & Vanhecke, 2002) werkt men met het richtjaar 1900, maar voor Brussel is dit misschien niet toepasbaar aangezien o.a. de Zenne waarschijnlijk toen al niet meer 'onverstoord door de mens' was. De gekende gegevens zijn echter wel interessant en kunnen als aanvulling gebruikt worden. Zo heeft men in Vlaanderen uit historische gegevens kunnen afleiden dat de kanalen en vaarten in de 19^{de} eeuw waarschijnlijk een zeer goede waterkwaliteit hadden. In deze waterlopen werden toen verschillende Rode Lijst soorten gevonden.

Voor Woluwe, Zenne, Kanaal en vijver worden verder in deze tekst nog soorten aangehaald die hierin werden terug gevonden en bijlage 3 bevat een lijst met planten waarvan geweten is dat ze voorkomen of voorkwamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Deze kennis werd meestal verkregen door onderzoek van oude herbariacollecties. Hierbij moeten enkele opmerkingen gemaakt worden i.v.m. de oorspronkelijke inzameling van de gegevens. Zo werden rond 1900 gegevens verzameld tijdens excursies naar plaatsen die werden uitgekozen

omdat men wist dat hier zeldzamere soorten voorkwamen en omdat deze goed bereikbaar waren (wat zonder de huidige infrastructuur van wegen en spoorwegen veel beperkter was dan nu). Hierbij werden zelden volledige opnames gemaakt en voor de waterplanten komt er nog eens bij dat de herboristen zelden in het water gingen, maar liever op droge en goed begaanbare paden bleven. Bijkomende tekortkomingen van deze gegevens zijn dat de exacte vindplaats en -datum niet steeds gekend is en dat een habitatomschrijving zelden gebeurde. Positief is wel dat de determinatie meestal zeer betrouwbaar is (Es & Vanhecke, 2002).

Algemeen kan men voor de macrofyten enkele elementen aanhalen voor de referentietoestand. Volgens Schneiders *et al.* (2004) moet deze voldoen aan 3 criteria: dominantie van type-specifieke soorten, een afwezigheid of slechts zeer beperkt aandeel van soorten die op verstoring wijzen en de aanwezigheid van alle groeivormen die bij het type horen.

Volgens van den Berg (2004a) moet de referentietoestand nog aan enkele andere eisen voldoen, nl.:

- een dominantie van wortelende waterplanten
- de omstandigheden zijn zuurstofrijk
- de gemeenschap is relatief soortenrijk
- de zone tussen gemiddelde laag- en hoogwaterlijn zal grotendeels met helofyten begroeid zijn, aangevuld met de randzone onder de waterlijn. Oevervegetatie is namelijk belangrijk aangezien deze biotopen bieden aan moerasflora en -fauna.
- Een lage bedekking van emerse planten kan als onderdeel van een referentie gezien worden aangezien deze vegetatie ook een rol vervult als faunahabitat.

Draadwieren kunnen in de referentietoestand voorkomen aangezien ze een normaal verschijnsel in ondiepe wateren zijn en ze kunnen wijdverspreid voorkomen. Bloei van deze draadwieren is echter een eutrofiëringverschijnsel dat mede kan leiden tot het instorten van de onderwatervegetatie (van den Berg, 2004a). Een hogere abundantie van draadwieren is echter niet altijd negatief aangezien dit tijdelijk kan zijn en afhankelijk van het seizoen. Beoordeling op basis van hun soorten/groepensamenstelling is echter nog moeilijk aangezien er nog niet voldoende kennis op dit niveau is (van den Berg, 2004a).

Voor het bepalen van de referentietoestand en de beoordeling van het waterlichaam moet rekening gehouden worden met de natuurlijke beperkingen voor ontwikkeling van waterplantengroei, namelijk slechte lichtcondities (schaduw), substraatcondities, stroomsnelheid, etc.. Zo is de relatie tussen ondergedoken waterplanten en de troebelheid van het water ondergeschikt aan de afhankelijkheid van andere factoren zoals stroomsnelheid en waterpeilwisseling (van den Berg, 2004).

3.4.1.1 Woluwe

Es & Vanhecke (2002) geven enkele historische gegevens over de Woluwebeek. Op een niet nader bepaalde plaats werd in 1923 *Berula erecta* waargenomen en in 1861 *Cardamine amara*. De eerste soort komt voor in ondiep, zwakstromend, matig voedselrijk, zuurstofrijk, hard, basenrijk water. De 2^{de} soort komt vooral in kalkarm, voedselarme tot matig voedselrijke bron- of kwelbiotopen voor.

3.4.1.2 Zenne

In het algemeen zijn er weinig gegevens gekend over de Zenne, maar de bestaande gegevens betreffen waardevolle soorten voor de beoordeling (o.a. *Potamogeton perfoliatus*).

In de Zenne werd ter hoogte van Anderlecht (Veeweide) in 1815 nog *Potamogeton crispus* waargenomen. Deze soort komt voor in stilstaand tot zwakstromend, relatief diep, zwakzuur

tot zwakbasisch, matig ionenrijk, hard water op minerale bodem (Es & Vanhecke, 2002). Daarnaast werden uit 1903 *Potamogeton pectinatus* en *P. perfoliatus* uit Vorst gevonden (Es & Vanhecke, 2002).

3.4.1.3 Kanaal

Hoewel de huidige toestand van de vegetatie het niet zou doen vermoeden, was het Kanaal ooit een groeiplaats van zeer interessante soorten (Es & Vanhecke, 2002). De soorten die door Es & Vanhecke (2002) gevonden werden in oude herbariacollecties zijn opgesomd in tabel 2-4.

Tabel 2-8 : Vindplaats en- jaar in Kanaal van verschillende macrofytensoorten (Samengesteld uit Es & Vanhecke, 2002).

Soort	Vindplaats	Jaar
<i>Acorus calamus</i>	Vilvoorde	1906
<i>Acorus calamus</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1772-1792, 1812, 1866
<i>Butomus umbellatus</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1812
<i>Butomus umbellatus</i>	Vorst	1919
<i>Groenlandia densa</i>	Anderlecht	1864, 1870, 1882
<i>Groenlandia densa</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1854
<i>Groenlandia densa</i>	Beersel (Lot)	1860, 1862
<i>Leersia oryzoides</i>	Vorst	1924 en 1928
<i>Leersia oryzoides</i>	Beersel (Lot)	1928
<i>Mentha aquatica</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1912
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Anderlecht	1869, 1878
<i>Nuphar lutea</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1882
<i>Nymphoides peltata</i>	Vilvoorde	datum onbekend
<i>Potamogeton natans</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	datum onbekend
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1884
<i>Phragmites australis</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1912
<i>Potamogeton crispus</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1912
<i>Potamogeton friesii</i>	Beersel (Lot)	datum onbekend
<i>Potamogeton lucens</i>	Vorst	1875, 1915, 1916
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Anderlecht	1864, 1865, 1882
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Beersel (Lot)	1853
<i>Ranunculus fluitans</i>	Anderlecht	1864
<i>Ranunculus fluitans</i>	Brussel (niet gespecificeerde plaats)	1856
<i>Scirpus lacustris</i>	Beersel (Lot)	1812, 1861
<i>Scirpus maritimus</i>	Laken	datum onbekend
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Beersel (Lot)	datum onbekend

Algemeen kan men stellen dat het Kanaal een groeiplaats was van een aantal zeldzaam geworden planten. Zo is *Potamogeton friesii* is een potentieel bedreigde soort die volgens de Atlas van de Belgische Flora na 1930 niet meer werd teruggevonden in dit stroombekken.

De volgende zes soorten werden frequent in het Kanaal aangetroffen (ze wijzen allemaal op een relatief diep, stilstaand tot traagstromend ionenrijk, circumneutraal, voedselrijk, hard en zuurstofrijk water en een carbonaatrijke klei- of leembodem):

1. *Nymphoides peltata* (een sterk bedreigde en in het Brabants district verdwenen geachte soort) is veelvuldig geobserveerd tussen Boom en Vilvoorde, zeker tot aan de 1^{ste} wereldoorlog.
2. *Potamogeton lucens*, een zeer zeldzame soort in België en *Ranunculus fluitans*: eveneens een sterk bedreigde soort
3. *Acorus calamus*: een potentieel bedreigde soort
4. *Groenlandia densa* (zeer zeldzame soort in België) en *Potamogeton pectinatus*. Deze laatste is in 2004 aanwezig in de Zenne ten Zuiden van Brussel, nl. Halle (pers. obs. L. Triest).

3.4.1.4 Vijvers

Voor de vijvers werd niet enkel naar de 3 aangeduide monitoringspunten gekeken, maar ook naar andere gelijkaardige vijvers in de omgeving. Zo toont tabel 2-5 een lijst van resultaten van Graf (1998) bij de zoektocht naar enkele indicatorsoorten⁷.

Tabel 2-9: Macrofytensoorten gevonden in herbariacollectie voor de Brusselse vijvers door Graf (1998)

Soort	Vindplaats	Vindjaar
<i>Carex strigosa</i>	Bosvoorde kluizenaarsvijver	1974
<i>Equisetum telmateia</i>	Bosvoorde Kluizenaarsvijver	1916
<i>Carex pendula</i>	Bosvoorde Verdrongen Kinderen	1920
<i>Equisetum telmateia</i>	Bosvoorde Verdrongen Kinderen vijver	1920
<i>Equisetum telmateia</i>	Bosvoorde vijver van Vuylbeek	1975
<i>Carex pendula</i>	Oudergem Jardin Massart etang a Callitriche	1975
<i>Equisetum telmateia</i>	St.-Pieters Woluwe Park Woluwe Pond 'Mellaerts'	1986
<i>Equisetum telmateia</i>	Tervuren Park van Tervuren- Etang St. Gertrude	1946

Voor de vijvers van Tervuren werden ook enkele macrofytengemeenschappen gevonden in een artikel van 1942 (La sociologie des plantes). Deze zijn de volgende:

- Myriophylleto -Nupharetum
- Scirpeto -Phragmitetum
- Caricetum rostrato-vesicariae
- Zone met *Carex acutifomis*
- Cariceto - remotae -Fraxinetum *Equisetetosum maximi*

Voor vijvers haalt van den Berg (2004a) nog enkele algemene eigenschappen van de referentietoestand aan. Zo stelt hij dat bij vijvers de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten afhangt van waterdiepte en eutrofiëring. Hierdoor is de begroeiing van

⁷ Indicatorsoorten voor moerasgebieden die door Graf (1998) in herbaria gezocht werden: *Caltha palustris*, *Cardamine amara*, *Carex paniculata*, *C. pendula*, *C. pseudocyperus*, *C. strigosa*, *Equisetum telmateia*, *Ophioglossum vulgatum* en *Scrophularia umbrosa*.

ondergedoken waterplanten sterk afhankelijk van de morfologie van het waterlichaam en van de natuurlijke troebeling. Daarnaast meldt hij ook dat zeer hoge bedekkingen met drijfbladplanten normaal niet in referentieomstandigheden worden aangetroffen, ze wijzen volgens laatsgenoemde auteur op een verminderde ecologische kwaliteit.

3.4.2 MEP

Met het door ons voorgestelde beoordelingssysteem wordt voor alle waterlichamen een score 10 bij het MEP verwacht. De grens tussen GEP en matig ecologische toestand ligt bij 7. De morfologische condities en hun effect op het MEP worden voor de verschillende waterlichamen hier besproken.

3.4.2.1 Woluwe

Voor de bepaling van het MEP van de Woluwe moet rekening gehouden worden met de morfologische aanpassingen van dit waterlichaam. Deze aanpassingen en hun effect op de macrofyten worden beschreven in tabel 2-6.

Voor het MEP wordt uitgegaan van een goede chemische kwaliteit van het water. Dit is momenteel in de Woluwe niet steeds het geval. Punctuele lozingsplaatsen van afvalwater, punctuele run-off en lozing van snelweg/straatwater zorgen voor het verdwijnen van gevoelige soorten. Daarnaast zorgen occasionele overstorten voor tijdelijke turbulentie en bedekking met sediment. Dit kan een probleem zijn voor laaggroeiende macrofyten op zandige substraten (vb. *Zannichellia palustris*, *Potamogeton densus*). De piekdebieten die hierdoor veroorzaakt worden maken de groei van wortelende waterplanten met drijfbladeren moeilijk.

Tabel 2-10: Morfologische eigenschappen van de Woluwe en de invloed ervan op de macrofyten.

Morfologische eigenschap	Invloed op macrofyten
Ontbossing van valleigebonden vegetaties	Verdwijnen van wilgenstruwelen en elzenbroekbossen – openen van de oevervegetatie en meer licht voor de euhydrofyten.
Bebossing met niet-oevergebonden/grondwaterafhankelijke bomen	Aanplanting van parkbomen met dicht en overhangend bladerdek leidt tot verlaging en vermindering van macrofytengroei door lichtbeperking.
Rechttrekken rivierloop	Meandering zorgt voor pool-riffle patronen en voor verscheidenheid aan substraten voor macrofytendiversiteit (o.a. amfibische soorten en mogelijkheid voor uitbreiding van emergente soorten zoals <i>Alisma</i> , <i>Iris</i> , <i>Typha</i> , ...).
Verlaging en egalisatie van de watertafel	Een weinig variabele waterstand (soms een kortstondige piek) homogeniseert de macrofytengroei – maar hoeft niet per se negatief te zijn voor de ontwikkeling van een waterplantengemeenschap.
Verwijderen van obstakels (dode boomtakken)	Verwijderen van oude boomstronken en takken zorgen voor een verminderde opvang van propagulen (plantenstukken met zaden; losgewoelde tubers, <i>Chara</i> met oosporen enz.).
Vermindering van kwel	Verlaging van de watertafel is nefast voor de grondwaterafhankelijke taxa (“kwelindicatoren”) zoals <i>Equisetum telmateia</i> , <i>Equisetum palustris</i> , <i>Mentha aquatica</i> , ... (zie bijlage 3).
Verhoging van de oeverberm	Verhoging van de oeverberm zorgt voor grotere abundantie van ruderaal niet-watergebonden vegetaties (soms exoten) die de smalle waterloop veel beschaduwen en de die de watergebonden oeverplanten beperken in hun vasthechting en groei.

Versteviging van oever met stenen/houten muur	Stenen oevers beperken bijna volledig de groei van oeverplanten (enkele individuen mogelijk), houten rasters (in bijzonder de verouderde en van de oever afgescheurde wanden) daarentegen zorgen eventueel voor stroomsnelheid verlagende zones met mogelijkheid voor propagulen depositie en vegetatieontwikkeling.
Verharding van substraat	Verharde stenige substaten zijn negatief voor de macrofyten vasthechting , behalve voor mossen (vb. <i>Fontinalis</i>).
Rechtstreekse invloed van eutroof vijverwater (doorstroom)	Rechtstreekse invloed van eutroof vijverwater zorgt voor een toename van de tolerante macrofyten en verdwijning van gevoelige soorten – tegelijk kunnen propagulen van vijverplanten ook zorgen voor macrofytengroei in de daaropvolgende waterloop.
Rechtstreekse invloed van verval na vijver (>2m)	Rechtstreekse invloed van verval na vijver zorgt voor een zuurstoftoename, lokale omwoeling van substraat, barsten van fytoplanktoncellen en vrijmaking van fosfaten. Hierdoor worden tolerante macrofyten bevoordeeld vb. <i>Potamogeton pectinatus</i> en <i>Ceratophyllum demersum</i> .

Het MEP van de Woluwe wordt hier vanuit 2 standpunten beschreven: zonder en met hydromorfologische verbeteringen (resp. laag en hoog potentieel). In beide gevallen wordt echter aangenomen dat de chemische kwaliteit van het water minstens goed is.

Van het **'lage' potentieel** wordt verwacht dat er een typische waterplantenvegetatie aanwezig is die meerdere taxa omvat die positieve indicatoren zijn van volgende karakteristieken:

- kwel (grondwaterinvloed)
- submerse dynamiek via zaad (of oösporen) als propagulen (seksuele levenscycli)
- submerse mozaïek van mengvegetaties en van "patches"
- voedselarme tot matig voedselrijke systemen (lage abundantie van tolerante soorten)

Hierbij geldt het principe dat er telkens meer dan één indicatorsoort aanwezig is voor elke variabele.

Het verschil tussen het MEP en het GEP voor de Woluwe zonder morfologisch aanpassingen is dat bij het GEP de typische waterplantenvegetatie een of meerdere taxa omvat die een positieve indicator zijn voor de beschreven karakteristieken. Hier geldt dus het principe dat er minimaal één indicatorsoort aanwezig is voor elke variabele.

Voor het **'hoge' potentieel** verwacht men een typische waterplantenvegetatie die meerdere taxa omvat die positieve indicatoren zijn van volgende karakteristieken:

- kwel (grondwaterinvloed)
- submerse dynamiek via zaad (of oösporen) als propagulen (seksuele levenscycli)
- emergente dynamiek via zaad als propagulen (seksuele levenscycli)
- afwezigheid van niet-watergebonden oeverbeplanting
- structuur (submers + drijvend + emergent)
- submerse en emergente mozaïek van mengvegetaties en van "patches"
- voedselarme tot matig voedselrijke systemen (lage abundantie van tolerante soorten)

Hierbij geldt het principe dat er telkens meer dan één indicatorsoort aanwezig is voor elke variabele.

Net zoals bij het GEP zonder morfologisch aanpassingen is ook hier het verschil tussen MEP en GEP dat men niet meerdere indicatorsoorten moet hebben voor elke variabele maar dat reeds 1 voldoende is.

3.4.2.2 Zenne

Ook bij Zenne gaat men voor de bepaling van het MEP uit van een goede chemische kwaliteit. De morfologische condities die een invloed hebben op het MEP staan beschreven in tabel 2-7.

Tabel 2-11: Morfologische eigenschappen van de Zenne en de invloed ervan op de macrofyten.

Morfologische eigenschap	Invloed op macrofyten
Rechttrekking rivierloop (met hierdoor het verdwijnen van meanders)	Meandering zorgt voor pool-riffle patronen en voor verscheidenheid aan substraten voor macrofytendiversiteit (o.a. amfibische soorten en mogelijkheid voor uitbreiding van emergente soorten zoals <i>Alisma</i> , <i>Iris</i> , <i>Typha</i> , ...).
Verhoging en versteviging (stenen/houten muur) van de oevers	Hierdoor is de aanwezigheid van macrofyten onmogelijk.
Overdekken van delen van de waterloop	Hierdoor wordt de aanwezigheid van macrofyten verhinderd.

Voor de bepaling van het **'lage' potentieel** zal er niet gekeken worden naar kwelindicatoren (grondwaterafhankelijke soorten) aangezien deze niet aanwezig zijn in dit verstedelijkt gedeelte van de vallei. Daarnaast laat de huidige situatie enkel de ontwikkeling van submerse hydrofyten toe en niet van emergente soorten, naar deze laatste wordt dus ook niet gekeken voor de beoordeling en de bepaling van het MEP.

Voor het **'hoge' potentieel** (vb. lokale strook met aangepaste zachte en lichte helling) worden ook de emergente planten mee in beschouwing genomen.

3.4.2.3 Kanaal

Het Kanaal heeft 2 eigenschappen die de groei van macrofyten verhinderen: de steile, artificiële oevers en een diepte van minimum 3 meter. Zonder morfologische veranderingen aan het Kanaal zijn macrofyten niet van toepassing voor de ecologische beoordeling.

Na verbetering van de hydromorfologische condities (vb. lokale strook met aangepaste zachte en lichte helling) wordt voor de bepaling van het MEP de oeverplanten gebruikt. De groei van ondergedoken waterplanten en drijfbladplanten is door de scheepvaart (turbulentie en golfslag) quasi uitgesloten in het Kanaal. Indien een andere hydromorfologische aanpassing gebeurt (nl. lokale strook met beschutte plasbermen) kan men naast de oeverplanten ook de oeverplanten in beschouwing nemen.

3.4.2.4 Vijvers

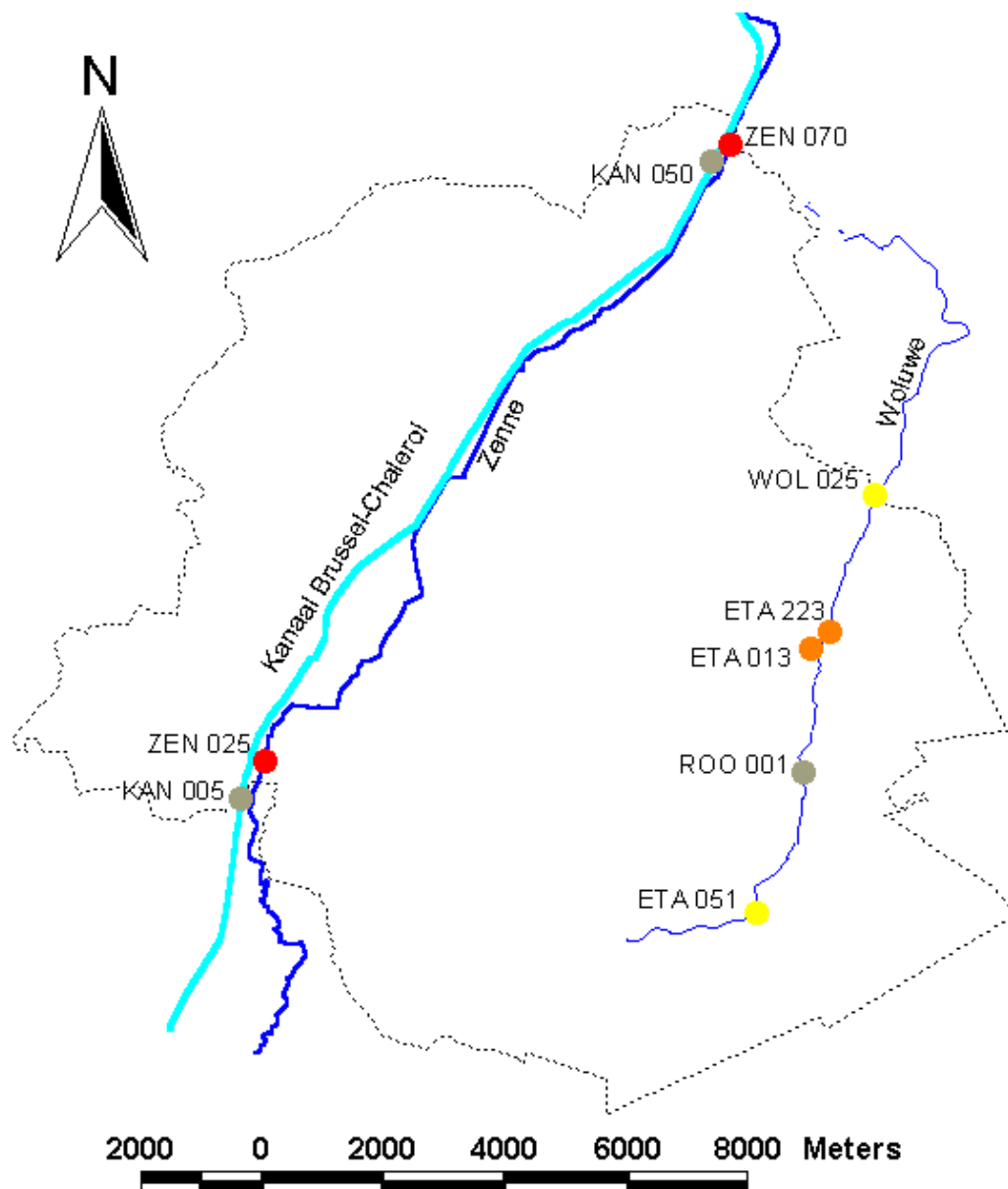
Voor de vijvers zijn het vooral de steile oevers (van bv. de Woluwe vijver) die de groei van macrofyten limiteren. Voor het bepalen van het MEP worden hierbij dezelfde criteria als voor de Woluwe rivier in beschouwing genomen, maar met toevoeging van de drijvende waterplanten. Een hoge abundantie drijfbladplanten wordt aanzien als minder ecologisch waardevol dan frequent of laag/sporadisch. Drijvende waterplanten beperken de groei van submerse en zijn meestal abundant in eutrofe/hypereutrofe condities (of aangeplant).

3.5 Resultaten macrofytenopname Brussel

Voor de beoordeling van de resultaten wordt er gewerkt met het voorgestelde beoordelingssysteem. Hierbij worden de variabelen in rekening gebracht zoals weergegeven in tabel 2-2 voor de waterlichamen zonder morfologische veranderingen. Er wordt dus enkel vergeleken met het 'lage' potentieel en niet met het 'hoge' potentieel.

Enkele foto's i.v.m. de macrofytenopname zijn te vinden in bijlage 6.

Een overzicht van de bekomen resultaten voor het kwaliteitselement macrofyten per waterlichaam wordt gegeven op kaart 2-1.



Kaart 2-1: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement macrofyten. Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing.

3.5.1 Woluwe

Macrofytenopname gebeurde in de Woluwe de eerste week van september 2004 op de 2 aangeduide monitoringspunten: aan Hof ter Musschen en de vertakking van de Roodkloosterbeek.

In de **Roodkloosterbeek** werden geen macrofyten of relevante oeverplanten waargenomen. Men zou hier macrofyten verwachten omdat de waterkwaliteit voldoende is en omdat heel veel propagulen vanuit het moeras en vijver van de Jardin Massart kunnen aangevoerd worden. Het ontbreken van macrofyten is waarschijnlijk te wijten aan beschaduwing. Deze beschaduwing is zo sterk dat we besluiten dat het kwaliteitselement 'macrofyten' **niet van toepassing** is voor dit monitoringspunt. De beslissing of de beschaduwing sterk genoeg is om de macrofyten niet te laten meetellen bij de beoordeling is gebaseerd op experten-beoordeling.

Aan **Hof ter Musschen** werd frequentie en abundantie van de macrofyten genoteerd. De abundantie opname gebeurde met behulp van de Tansleyschaal en deze werd omgezet naar een cijfercode (zie bijlage 4). Voor beide opnames werden GIS- en MTR-waarden voor de soorten toegevoegd en een gewogen gemiddelde werd berekend. De resultaten hiervan voor een 250 meter traject zijn grafisch weergegeven in figuur 2-1. Deze grafieken tonen geen opmerkelijke verschillen tussen beide opnamemethoden. Er werden ook geen opmerkelijke verschillen gevonden indien de 10m opnames geïntegreerd werden over 4 verschillende 100m trajecten (opname met frequentie en abundantie) en de GIS- en MTR-waarden vergeleken werden (tabel 2-8).

Tabel 2-12: Frequentie of abundantie waarmee planten waargenomen werden op 4 verschillende 100 meter stukken in de Woluwe en de GIS en MTR waarden die hiervoor verkregen worden. Zowel de resultaten verkregen van de abundantieopmeting als de frequentieopmeting worden weergegeven. Fragment 1 = van 1 tot 100 meter, fragment 2 = van 40 tot 140 meter, fragment 3 = 100 tot 200 en fragment 4= 140 tot 240 meter.

100m traject	GIS volgens frequentie				MTR volgens frequentie				GIS volgens abundantie				MTR volgens abundantie			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
<i>Callitriche obtusangula</i>	4,1	4,5	3,4	2,6	4,1	4,5	3,4	2,6	2,7	3,1	2,5	1,8	2,7	3,1	2,5	1,8
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1,1	1,8	2,3	1,5	1,1	1,8	2,3	1,5	1,0	1,4	1,8	1,0	1,0	1,4	1,8	1,0
<i>Potamogeton crispus</i>	0,1	0,4	0,8	0,6	0,1	0,4	0,8	0,6	0,1	0,3	0,6	0,5	0,1	0,3	0,6	0,5
<i>Myosotis scorpioides</i>	1,1	0,9	0,3	0,0	1,1	0,9	0,3	0,0	0,7	0,8	0,4	0,0	0,7	0,8	0,4	0,0
<i>Iris pseudacorus</i>	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
<i>Solanum dulcamara</i>	0,1	0,3	0,2	0,0	0,1	0,3	0,2	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0
<i>Nasturtium officinale</i>	4,0	4,3	4,9	5,0	4,0	4,3	4,9	5,0	3,0	3,1	4,2	5,1	3,0	3,1	4,2	5,1
<i>Mentha aquatica</i>	0,2	0,2	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Lycopus europaeus</i>	0,1	0,3	0,4	0,4	0,1	0,3	0,4	0,4	0,1	0,3	0,3	0,3	0,1	0,3	0,3	0,3
<i>Equisetum palustre</i>	0,7	1,0	0,3	0,0	0,7	1,0	0,3	0,0	0,4	0,5	0,1	0,0	0,4	0,5	0,1	0,0
<i>Typha latifolia</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4
<i>Carex remota</i>	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Phragmites australis</i>	1,2	0,1	0,0	0,0	1,2	0,1	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
<i>Epilobium hirsutum</i>	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Som	12,8	14,1	12,8	10,7	12,8	14,1	12,8	10,7	8,8	9,9	10,2	9,1	8,8	9,9	10,2	9,1
Somproduct	51,0	54,1	45,5	37,5	50,2	52,9	48,2	42,1	34,3	37,7	36,6	33,0	34,7	36,5	37,9	37,8
Gewogen gemiddelde	4,0	3,8	3,6	3,5	3,9	3,8	3,8	3,9	3,9	3,8	3,6	3,6	3,9	3,7	3,7	4,2

Voor de beoordeling van dit monitoringspunt werd volgens het voorgestelde beoordelingssysteem aan de verschillende variabelen een score toegekend (zie tabel 2-9). Aan de hand van deze afzonderlijke scores kon de EQR berekend worden. Dit gaf voor 4 verschillende 100 meter trajecten een indeling in de klasse 'matig'.

Tabel 2-13 : Invulling score variabelen voor waarnemingen in de Woluwe aan Hof ter Musschen voor 4 trajecten van 100m. Fragment 1 = van 1 tot 100 meter, fragment 2 = van 40 tot 140 meter, fragment 3 = 100 tot 200 en fragment 4= 140 tot 240 meter.

Woluwe Hof ter Musschen (4 trajecten van 100 m)	1	2	3	4	
1. Vegetatiestructuur score (0-10)					
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)	0				
Enkel één of meerdere emergente soorten (enkel aangeplant)	2				
Enkel één submerse soort (spontaan)	4				
Meer dan één submerse soort	6				
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten	8				
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend	10	10	10	10	
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)					
Geen kwelindicatoren	0				
Één kwelindicatorsoort	2			2	
Twee kwelindicatorsoorten	6		6		
Meerdere kwelindicatorsoorten	10	10	10		
3. Totale abundantie score grondwaterafhankelijke planten (0-10)					
Geen grondwaterafhankelijke waterplanten	0				
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten laag en sporadisch	2				
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent	6	6	6	6	
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant	10				
4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)					
Geen submerse waterplanten	0				
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch	2				
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent	6	6	6	6	
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10				
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)					
Geen macrofyten	0				
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2				
Enkel soorten die vegetatief (desgevallend facultatief sexueel) vermeerderen	4	4	4	4	
Ten minste 1 soort die tweehuizig, meerjarig is	6				
Ten minste 1 soort die éénhuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	8				
Ten minste 1 soort die tweehuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	10				
6. Totale abundantie score helofyten (0-10)					
Geen watergebonden oeverplanten	0				
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch	2	2	2	2	
Bedekkingsgraad van oever frequent	6				
Bedekkingsgraad van oever abundant	10				
Som	60	38	38	34	30
Gemiddelde 6 variabelen (schaal 0-1)	0,63	0,63	0,57	0,50	

Bij de voorstelling van de beoordelingmethode werd reeds opgemerkt dat ook de trofiescores eventueel opgenomen kunnen worden in de beoordeling. Dit werd uitgetest voor de 4

verschillende 100m trajecten van de Woluwe aan Hof ter Musschen (tabel 2-10) met toevoeging van GIS-waarden. Hierbij werd waargenomen dat het effect van deze index vooral globaal is (er is namelijk weinig differentiatie in het eindresultaat van een index in dit type waterloop). Het gewicht dat aan de index toegekend wordt (1/7 of 50%) heeft geen invloed op het uiteindelijke resultaat van de beoordeling. Met toevoeging van de index (zowel gewicht 1/7 als 50%) behoort de Woluwe op dit traject nog steeds tot de klasse 'matig'.

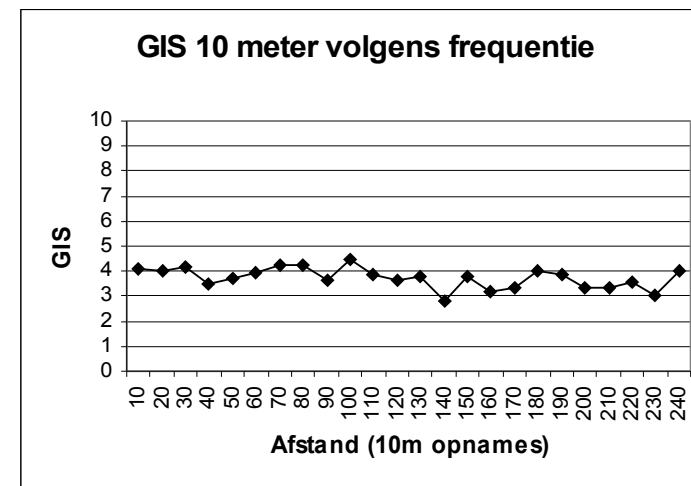
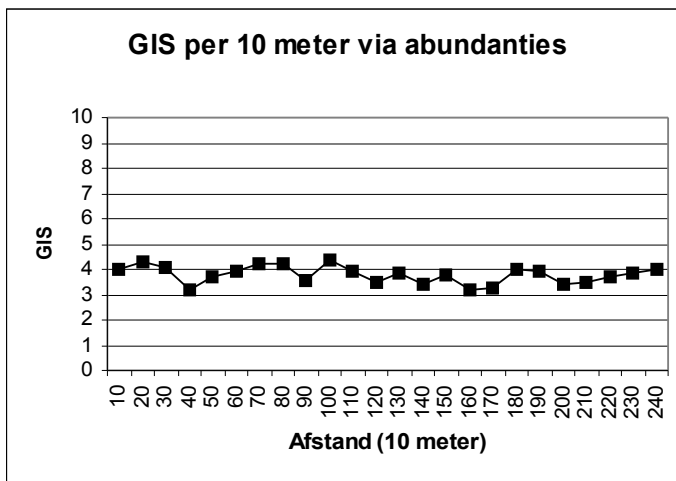
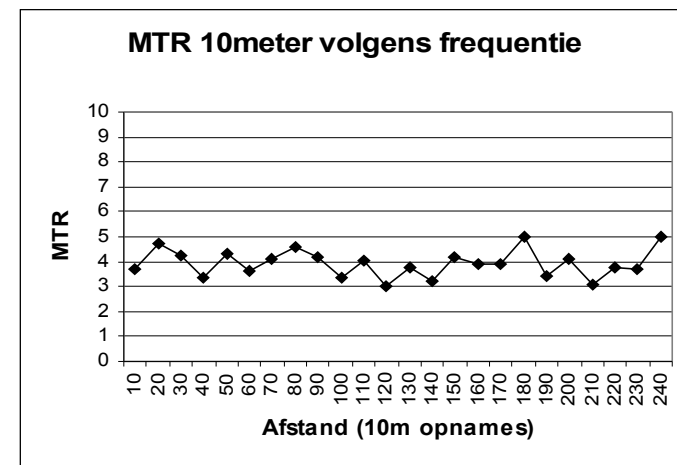
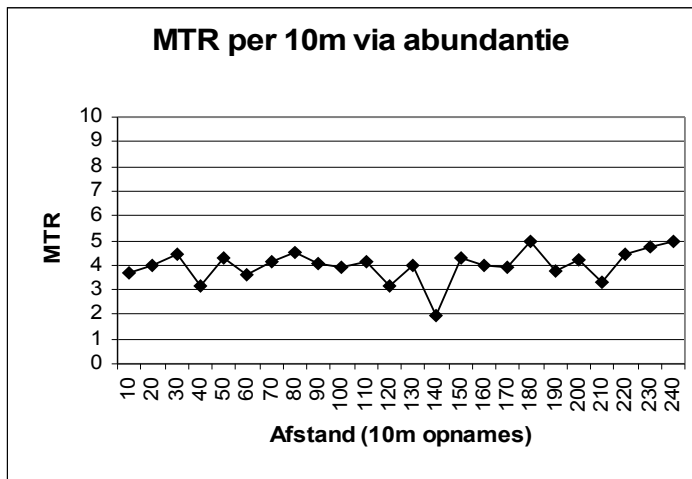
Dit resultaat komt niet overeen met vroegere onderzoeken. Triest nam in 2002 een goede waterkwaliteit waar in de Woluwe. Hierbij merkte hij wel op dat er sterke wijzigingen van de oeverstructuur aanwezig zijn en lokale wijzigingen van bedding en substraat. Bij een vergelijking tussen de macrofyten aanwezig in 1998 en 2002 werd een grote temporele variatie op ruimtelijk zeer gedifferentieerde wijze -namelijk toename, afname of status-quo- in verschillende deeltrajecten waargenomen in de Woluwe (Triest, 2004).

Tabel 2-14 : Score voor 4 verschillende 100m trajecten aan Hof ter Musschen indien ook trofiescore (hier GIS- zie tabel 2-8) wordt meegerekend. Dit gebeurde met 2 verschillende gewichten : 1/7 of 50%. Fragment 1 = van 1 tot 100 meter, fragment 2 = van 40 tot 140 meter, fragment 3 = 100 tot 200 en fragment 4= 140 tot 240 meter.

Traject (100m) Woluwe	1	2	3	4	
Trofiescore hydrofyten (GIS volgens abundantie)	10	3.9	3.8	3.6	3.6
Gewicht trofiescore 1/7					
Som GIS-score + overige variabelen	70	41.9	41.8	37.6	33.6
EQR (=som/70)		0.60	0.60	0.54	0.48
Gewicht trofiescore 50%					
GIS geschaald van 0-1		0.39	0.38	0.36	0.36
Som GIS-score (geschaald 0-1) + overige variabelen		1.0	1.0	0.9	0.8
EQR (=som/2)		0.49	0.49	0.45	0.42

De klasse voor de roodkloosterbeek werd niet bepaald, hier is het kwaliteitselement 'macrofyten' **niet van toepassing** door de sterke beschaduwning.

Voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen werd met het voorgestelde systeem de klasse 'matig' gevonden.



Figuur 2-5 : Grafische weergave van GIS en MTR waarden van een 250 meter traject aan Hof ter Musschen. Hierbij gebeurde opname via abundantie (Tansleyschaal) en frequentie.

3.5.2 Zenne

Macrofytenopname in de Zenne gebeurde tijdens de tweede week van september 2004. In de Zenne werden geen macrofyten waargenomen (noch ter hoogte van Haren/ Budabrug – ZEN070- noch ter hoogte van Anderlecht/ Viangras –ZEN025). Er is voor de Zenne echter reeds waargenomen in Vlaams Brabant dat er de mogelijkheid tot macrofytengroei is in de bedding (namelijk submerse macrofyten zijn in 2004 aanwezig ten zuiden van Brussel). Propagulen kunnen dus verspreid worden langs de Zenne. De macrofyten score voor de Zenne is nihil en dit bepaalt de klasse ‘*slecht*’.

De Zenne valt voor beide monitoringspunten in de klasse ' slecht '.
--

3.5.3 Kanaal

Voor het kanaal zijn er de fysische beperkingen in de huidige situatie, waardoor een macrofytenbeoordeling niet van toepassing is.

Tijdens de tweede week van september 2004 werden geen macrofyten waargenomen in het Kanaal.

Door de hydromorfologische condities is het kwaliteitselement macrofyten niet van toepassing voor het Kanaal.
--

3.5.4 Vijvers

Bij de vijvers gebeurde de opname tijdens de tweede week van september 2004. Hierbij werden de aanwezig soorten opgenomen. Een beschrijving van de aanwezige vegetatie van de vijvers wordt hieronder gegeven. De invulling van de scores voor de verschillende variabelen zijn terug te vinden in tabel 2-11.

Grote vijver van Bosvoorde

Deze vijver heeft aan de niet beschaduwde kanten vooral terrestrische vegetatie met sporadisch macrofyten. De planten die voorkomen zijn (allen sporadisch): *Typha latifolia* (aangeplant), *Lycopus europaeus*, *Veronica beccabunga*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides*, *Sparganium erectum*, *Carex* sp. (juвениel), *Carex riparia*, *Juncus effusus*, *Juncus bufonius*, *Equisetum telmateia*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*. en *Ranunculus sceleratus*. Op het water werd 250m² dode *Nuphar lutea* aangetroffen en 175 m² levende *Nuphar lutea*. In veel kleinere hoeveelheid was ook *Nymphaea alba* aanwezig (1m²).

Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in de klasse ‘*matig*’.

De Lange vijver van het Woluwepark

Deze vijver heeft zowel oevervegetatie als drijvende planten.

De oevervegetatie is aangeplant en vermengd met terrestrische vegetatie. Ze is alleen aanwezig op plaatsen waar men netten onder het water heeft geplaatst. De voorkomende planten zijn: *Carex riparia*, *Veronica beccabunga*, *Nasturtium officinale*, *Mentha aquatica*, *Caltha palustris*, *Typha latifolia* (aangeplant), *Sparganium erectum*, *Lycopus europaeus*, *Iris pseudacorus*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Scirpus lacustris*, *Carex* sp.(uitheems), *Phragmites australis*.

Bij de drijfbladplanten zijn *Nuphar lutea* (20m²+ 270m²) en *Nymphaea alba* (50m²) aanwezig.

Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in de klasse ‘*ontoeikend*’.

Vijver in Terbronnenpark

In deze vijver werd slecht een beperkte macrofytenvegetatie waargenomen. Als drijfplanten was *Nuphar lutea* (25m² + 1125m² + 1000m² + 25m²) aanwezig en als oevervegetatie *Phragmites australis* (80m²).

Volgens het voorgestelde beoordelingsstelsel valt deze vijver in de klasse 'ontoereikend'.

De vijvers vallen in 2 klassen met het voorgestelde beoordelingsstelsel.

De Grote vijver van Bosvoorde valt in de klasse 'matig' en de 2 andere vijvers (Lange vijver van het Woluwe park en de vijver van het Terbronnenpark) vallen in de klasse 'ontoereikend'.

Tabel 2-15: Beoordeling van de 3 vijvers. Verklaring afkortingen: ETA223 = Vijver van het Bronnenpark, ETA013 = Lange vijver van het Woluwepark, ETA051 = Grote vijver van Bosvoorde.

Vijvers	ETA		
	051	013	223
1. Vegetatiestructuur score (0-10)			
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)	0		
Enkel één of meerdere emergente of drijvende soorten (enkel aangeplant)	2	2	2
Enkel één submerse soort (spontaan)	4		
Meer dan één submerse soort	6		
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten	8		
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend	10		
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)			
Geen kwelindicatoren	0		0
Één kwelindicatorsoort	2		
Twee kwelindicatorsoorten	6		
Meerdere kwelindicatorsoorten	10	10	10
3. Totale abundantie score grondwaterafhankelijke planten (0-10)			
Geen grondwaterafhankelijke waterplanten	0		0
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten laag en sporadisch	2		2
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent	6	6	
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant	10		
4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)			
Geen submerse waterplanten	0	0	0
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch	2		
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent	6		
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10		
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)			
Geen macrofyten	0	0	0
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2		
Enkel soorten die vegetatief (desgevallend facultatief sexueel) vermeerderen	4		
Ten minste 1 soort die tweehuizig, meerjarig is	6		
Ten minste 1 soort die éénhuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	8		
Ten minste 1 soort die tweehuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	10		
6. Totale abundantie score helofyten (0-10)			
Geen watergebonden oeverplanten	0		
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch	2		2
Bedekkingsgraad van oever frequent	6	6	6
Bedekkingsgraad van oever abundant	10		
7. Totale abundantie score drijvende waterplanten (0-10)			
Geen drijfblad waterplanten (en ook geen submerse hydrofyten)	0		
Geen drijfblad waterplanten (maar wel submerse hydrofyten)	6		
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten laag en sporadisch (geen submerse)	2		2
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten laag en sporadisch (ook submerse)	10		
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten frequent	6	6	6
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten abundant	2		
Som	70	30	18
Gemiddelde 7 variabelen (schaal 0-1)		0,43	0,26

4. Fytobenthos

De KRLW benoemt ook het fytobenthos als kwaliteitselement voor de bepaling van de waterkwaliteit en de referentietoestand. Fytobenthos kan gebruikt worden voor waterkwaliteitsbepaling doordat de eigenschappen van bentische algengemeenschappen -die aan het substraat zitten vastgehecht- beïnvloed worden door fysische, chemische en biologische verstoringen in de rivier of in het meer gedurende de periode dat de gemeenschap gevormd werd (Stevenson & Bahls, 1999).

Definitie fytobenthos:

Tot het fytobenthos worden in het algemeen alle vastzittende micro- en macroalgen gerekend (van den Berg, 2004a).

Voor het fytobenthos werd vooral 1 groep reeds grondig onderzocht, nl. de Bacillariophyceae (kiezelwieren, kiezelalgen of diatomeeën). Aangezien diatomeeën de meest abundantie autotrofe organismen in de rivieren zijn en het grootste deel van het microfyto­benthos vormen, kan deze groep als representatief voor fytobenthos beschouwd worden (Coleman & Pettigrove, 2001; van den Berg, 2004a). Dit is de reden waarom de uitwerking van dit project zich concentreert op deze groep.

Voor deze organismegroep concentreren we ons op de stromende waterlichamen (Woluwe, Zenne en Kanaal). Voor vijvers of meren werd er namelijk nog niet veel onderzoek verricht op kwaliteitsbepaling aan de hand van diatomeeën. De informatie voor het bepalen van een beoordelingsmethode en het MEP ontbreekt hierdoor.

4.1 Voor- en nadelen van diatomeeën

Diatomeeën kunnen beschouwd worden als een goed onderzochte groep. Algemeen worden ze reeds meer dan 300 jaar onderzocht en de studie naar soorten in bevuilde waterlopen gebeurt reeds 100 jaar. Hierdoor is er reeds een uitgebreide kennis aanwezig over procedures voor staalnamen en verwerking van gegevens. Er zijn al verschillende indices opgesteld voor het bepalen van de waterkwaliteit aan de hand van diatomeeën (Triest *et al.*, 2003). Ook diatomeeën hebben zowel voor- als nadelen, deze zijn samengevat in tabel 3-1.

Tabel 3-16: Voor- en nadelen van diatomeeën voor waterkwaliteitsbepaling (Samengesteld uit: Triest *et al.*, 2001 & 2003; Triest & Kaur, 2002; van den Berg, 2004a)

	Voordelen	Nadelen
Taxonomie	<ul style="list-style-type: none"> - Taxonomie is grondig onderzocht 	<ul style="list-style-type: none"> - Determinatie is moeilijk maar niet onoverkomelijk
Indicator-waarde	<ul style="list-style-type: none"> - De relaties met verschillende factoren⁸ zijn goed onderzocht. Hierdoor zijn typische soorten gekend en kunnen indicatorsoorten geselecteerd worden. - Tussen verschillende waterlopen zijn er toch vergelijkbare indicatoren waardoor eenzelfde ecologische beoordeling kan gegeven worden. - Ze reageren snellere op veranderende nutriënten dan macro-invertebraten en macrofyten - Triest <i>et al.</i> (2003) nam in 'kleine beken' waar dat diatomeeënindices een duidelijke gradiënt en daling v.d. ecologische kwaliteit kunnen aanduiden over een kort traject van slechts enkele kilometers. - Ze hebben een korte generatietijd (enkele dagen of minder) waardoor abiotische veranderingen snel weerspiegeld worden⁹. 	
Ecologie	<ul style="list-style-type: none"> - Ecologie is grondig onderzocht - Ze zijn in rivieren aanwezig van aan de bron tot de monding. - Ze komen voor in vrijwel alle watertypen waarin leven mogelijk is. - Diatomeeën zijn praktisch het hele jaar - in veranderende populatiedichtheden- aanwezig. - Reproductie is asexueel waardoor hun abundanties niet beïnvloed worden door aspecten van de levenscyclus en ze bijna altijd talrijk zijn. 	<ul style="list-style-type: none"> - De soortensamenstelling is zeer substraatspecifiek waardoor een gelijkaardig substraat moet gemonitord worden om reproduceerbare resultaten te krijgen. - Seizoens gebonden populatiedichtheden.

⁸ Factoren zoals pH, klasse geleidendheid, beschikbaar opgelost fosfaat, electrolyt- en zoutgehalte, nutriënten (Si:P ratio), stroomsnelheid, licht, temperatuur, substraat, begrazing en fysieke verstoring.

⁹ Hierbij is een verslechtering sneller merkbaar dan een verbetering

4.2 Methodologie

De KRLW vraagt voor de monitoring van fyto-benthos zowel de abundantie als de soortensamenstelling. De procedures van staalnamen moeten er dus voor zorgen dat beide factoren verkregen worden.

Bij het gebruik van diatomeeën voor de monitoring van waterkwaliteit gaat men ervan uit dat de distributie van de taxa voornamelijk beïnvloed wordt door waterkwaliteitsvariabelen. Andere factoren kunnen de samenstelling echter ook beïnvloeden waardoor een strikt staalnameprotocol noodzakelijk is om de invloed van de overige factoren te minimaliseren. Enkele protocollen werden zo al opgesteld, o.a.: STAR (2002) voor de KRLW, in Groot-Brittannië het DARES-DALES protocol, voor Nieuw-Zeeland werd TDI en SHMAK (Stream Health Monitoring and Assessment Kit) ontwikkeld¹⁰ en Stevenson & Bahls (1999) schreven een protocol voor de staalname van fyto-benthos in Amerikaanse meren en rivieren.

De methodologie kan in verschillende stappen opgedeeld worden. Zo moeten eerst de stalen verzameld worden, dan moeten deze geprepareerd en kunnen ze eventueel bewaard worden. Eens de preparatie van de stalen gebeurd is, kan de identificatie en telling van de aanwezige soorten gebeuren. Een laatste stap is de beoordeling van de waterkwaliteit op basis van de verkregen gegevens, deze stap wordt besproken in 3.3.

4.2.1 Verzamelen

Het verzamelen van de diatomeeën kan gebeuren vanop natuurlijke of kunstmatige substraten. Bij natuurlijke substraten kan men een staal nemen van op stenen, keien, planten of zand en bij kunstmatige substraten zal men moeten kiezen tussen glas, klei, wol, etc.

Vooraleer verder in te gaan op de keuze van het substraat is het toch belangrijk eerst enkele punten aan te halen die de **keuze van het monitoringspunt** bepalen. De belangrijkste voorwaarde is dat men stalen neemt vanop ondergedoken oppervlakten in rivieren en stilstaande wateren (DARES-DALES, 2004). Daarnaast halen Kelly *et al.* (1998) en de DARES-DALES site¹¹ nog volgende voorwaarden aan:

- erosieve habitats krijgen de voorkeur
- een afgelijnd traject wordt bepaald (volgens DARES-DALES (2004) moet deze minimum een afstand van 10 meter bedragen)
- geschikt habitat voor staalname
- substraten met goede diatomeeënbegroeiing
- vergelijkbaar lichtregime
- sterke schaduw moet vermeden worden (tenzij dit kenmerkend is voor gehele systeem)
- plaats moet minstens 4 weken voor bemonstering permanent ondergedoken zijn
- maximale diepte wordt bepaald door de eufotische zone en de bereikbaarheid
- stroomsnelheden van 0.1 tot 1.6 ms⁻¹ hebben geen invloed op de staalnamen
- bereikbaarheid vanaf de weg
- verband met andere monitoringopnames (chemisch/ macrofyten/ invertebraten)

Specifiek voor stilstaande wateren wordt door DARES-DALES (2004) aangeraden om het monitoringspunt ver van een instroom en menselijke impacten te nemen en ervoor te zorgen dat er contact met het hoofdbasin mogelijk is (dus gesloten baaien vermijden).

¹⁰ <http://www.landcare.org.nz/SHMAK/summary.html>

¹¹ http://craticula.ncl.ac.uk/DARES/methods/Sampling_diatoms_introduction.ppt

Diatomeeëngemeenschappen kunnen op elk moment van het jaar onderzocht worden, maar de lente is de geprefereerde **monitoringsperiode** aangezien de diatomeeën het fyto benthos tijdens deze periode domineren. Staalname in de winter is afgeraden omdat de groeisnelheid dan lager is en diatomeeëngemeenschappen dus minder kans hebben om de milieucondities te reflecteren (STAR, 2002). Van den Berg (2004a) raadt mei- juni aan om te bemonsteren en gebruikt hiervoor de volgende argumenten: "*De sterkste ontwikkeling van de diatomeeën, zowel van de biomassa als het aantal soorten vindt plaats in het vroege voorjaar (februari-april). Begrazing vindt dan nog niet plaats. Vanaf augustus kunnen op sommige locaties problemen met de bemonstering optreden vanwege verminderde lichtinval door blauwalgenbloei. Het optimale bemonsteringsmoment zal daarom in de maand mei of in juni liggen.*" Het DARES-DALES protocol (2004) maakt een verschil tussen rivieren en meren voor de staalnameperiode. Volgens hen wordt een rivier het beste in de lente en de herfst gemonitord, waarbij men in de lente best niet voor midden-april start. Meren kunnen daarentegen in lente, zomer en herfst gemonitord worden. Om de vergelijkbaarheid tussen verschillende onderzoeken te vergroten, worden de stalen het beste rond dezelfde tijd van het jaar genomen om de seizoensinvloed in de samenstelling van de diatomeeëngemeenschap te verminderen. De staalname gebeurt het beste tijdens een periode van stabiele stroomsnelheid en minstens 4 weken na extreme omstandigheden zoals zware storm of droogte (STAR, 2002).

Zoals reeds vermeld kan men diatomeeën vanop verschillende oppervlakten verzamelen. Diatomeeën leven namelijk in biofilms op verschillende oppervlakten in rivieren en meren (DARES-DALES site). Algemeen wordt de term 'perifyton' gebruikt voor op **substraat** levende micro-organismen, maar de diatomeeën worden nog verder ingedeeld naar de aard van het substraat waarop zij zitten (zie tabel 3-2).

Tabel 3-17: Indeling diatomeeën naar substraat waarop zij zitten. (Uit van den Berg, 2004a).

Benaming	substraat
epifytisch	planten
epilithisch	stenen
epibenthisch	bodem
epipelisch	slib
episamisch	zandkorrels

Aangezien de diatomeeënsamenstelling op verschillende substraten verschilt zowel naar ruimte als naar tijd (DARES-DALES site), is het belangrijk om in de protocols voor diatomeeënstaalname het gebruikte substraat te specificeren. Om verschillende onderzoeken te kunnen vergelijken is het ook het beste om steeds hetzelfde substraat te gebruiken.

Het substraat dat door de meeste protocols als meest aangewezen beschouwd wordt, zijn **keien en stenige substraten**¹². Deze substraten kunnen het beste van vuistgrootte zijn, aangezien te kleine stenen een grotere kans op verplaatsing hebben waardoor het mogelijk is dat men niet met plaatselijk materiaal werkt (Triest *et al.*, 2001 & 2003). Voor een meer wordt aangeraden met stenen van verschillende diepten te werken (DARES-DALES, 2004). Per monitoringpunt wordt van 5 willekeurig gekozen stenen een oppervlakte afgeschraapt (Triest *et al.*, 2001 & 2003; STAR, 2002; DARES-DALES, 2004). Indien het afgeschraapte oppervlak gekend is, kan men na het tellen van de diatomeeën de cellen per cm² berekenen. Hoewel stenen een goed natuurlijk substraat zijn, heeft het ook nadelen. Zo kunnen mineralogische verschillen eventueel voor een verschillende diatomeeënsamenstelling zorgen

¹² Dit substraat wordt aangeraden door DARES-DALES (2004) protocol, STAR (2002) protocol, Triest *et al.* (2001 & 2003) en door van den Berg (2004a).

(Triest *et al.*, 2001). Hoewel de substraatsgebonden effecten in het algemeen ondergeschikt zijn aan de waterkwaliteit gebonden factoren, zijn in voedselarme wateren de effecten van substraatinteracties relatief groter (Eminson & Moss, 1980; Stevenson & Hashim, 1989; Cox, 1991). Daarnaast is het ook mogelijk dat de stenen begroeid zijn met filamenteuze algen. De minst begroeide stenen nemen zou een bias veroorzaken in de resultaten, hierdoor is het nodig om voor deze stenen speciale staalnameprotocollen te gebruiken, gewoon afschrappen is niet mogelijk (STAR, 2002; DARES-DALES, 2004). DARES-DALES (2004) raadt bij afwezigheid van natuurlijke stenen het gebruik van door mens gemaakte oppervlakten aan, zolang deze niet van hout zijn.

Indien de stenige substraten niet aanwezig zijn, kan men als alternatief **macrofyten** gebruiken. Waterplanten hebben enkele voordelen voor het verzamelen van diatomeeën tegenover andere substraten. Zo zullen ze minder snel droogvallen en de captatie van slib en zwevend materiaal is meestal geringer (Triest *et al.*, 2001). Sommige protocollen raden aan eerst de ondergedoken delen van emergente macrofyten te nemen (DARES-DALES, 2004), terwijl andere protocollen eerder een voorkeur voor ondergedoken macrofyten hebben (STAR, 2002). Voor de **emergente** soorten raadt DARES-DALES (2004) voor rivieren van Groot-Brittannië het gebruik van *Sparganium erectum*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima* of *Typha* spp. aan. Voor de meren heeft volgens dit protocol vooral *Phragmites australis* de voorkeur. In België zijn oeverplanten zoals *Sparganium*, *Phragmites* en *Scirpus* dikwijls bedekt met een bruinachtig laagje (net onder het wateroppervlak) dat meestal rijk is aan diatomeeën (Triest *et al.*, 2001). Voor de staalname worden 5 gezonde stengels van verschillende individuen verzameld waarbij dood materiaal en jonge scheuten vermeden worden (DARES-DALES, 2004). Vooral planten aan de rand van een populatie worden uitgekozen aangezien deze in het midden van de populatie een andere diatomeeënsamenstelling kunnen hebben door lichtinhibitie (DARES-DALES, 2004). De diatomeeën kunnen van de planten verkregen worden door ultrasone golven, uitknijpen, afschrappen of door oxidatie van volledige plantendelen (Triest *et al.*, 2001). **Ondergedoken** soorten worden op gelijkaardige wijze onderzocht, hoewel DARES-DALES deze staalname alleen aanraadt bij rivieren. Verschillende planten die in het midden van de stroom staan worden verzameld en de diatomeeën worden hiervan losgemaakt. Voor Groot-Brittannië gaat de voorkeur naar volgende genera: *Myriophyllum*, *Ranunculus*, *Elodea*, *Ceratophyllum* en *Potamogeton*. Sommige protocollen raden een gecombineerd staal van verschillende soorten aan (STAR, 2002), terwijl andere protocollen die de staalname van 1 specifieke soort verkiezen (DARES-DALES, 2004). Triest *et al.* (2001) schrijven hierover: "*Verschillende plantensoorten kunnen verschillende diatomeeën aangehecht hebben. Deze soortenspecificiteit wordt soms als hinderlijk voor reproduceerbare bemonstering ervaren, waardoor men zich het beste tot dezelfde macrofyten soort beperkt. Het gebruik van slechts 1 soort heeft echter als nadeel dat deze zelden of nooit aanwezig is over de ganse waterlooplengte en dat de aanwezigheid hiervan varieert naar seizoen.*".

Hoewel DARES-DALES (2004) afraadt om een staal te nemen indien vorige substraten niet aanwezig zijn, zou dit voor Brussel betekenen dat er slechts een beperkt aantal stalen kunnen genomen worden. STAR (2002) raadt bij gebrek aan vorige substraten het gebruik van zand aan. **Fijne partikels, slib en modder** zijn substraat voor meer bewegelijke diatomeeën terwijl **zandkorrels** het substraat zijn voor kleinere en vastgehechte taxa. De cellen of schaaltes kunnen van het substraat gescheiden worden door herhaaldelijk 'uitwassen', bij diatomeeën na oxidatie, hetzij door ultrasone behandeling. Deze methode heeft als nadeel dat kortstondige milieuvariaties minder tot uiting komen doordat zowel dode als levende cellen aanwezig zijn en geteld worden (Triest *et al.*, 2001). Het is echter wel mogelijk om in een staal dode en levende cellen verschillend te kleuren. Hierdoor is het mogelijk om op genus niveau (door de

kleuring is determinatie tot op soort onmogelijk) een idee te krijgen van het percentage levende en dode cellen per staal.

Op plaatsen waar geschikt substraat ontbreekt, kan kolonisatie op **kunstmatige** substraten gebeuren. Deze methode is vooral bruikbaar in niet-waadbare stromen, moerassen of de litorale zones van stilstaande waters (Stevenson & Bahls, 1999). DARES-DALES (2004) raden het gebruik van kunstmatige substraten af omdat dit volgens hun niet de natuurlijk voorkomende biota toont. Andere protocols geven het gebruik ervan echter als eerste optie (Stevenson & Bahls, 1999). Verschillende soorten substraten worden gebruikt (bv. ruwe microscopie preparaatglasjes, bakstenen, plexi, piepschuim, ceramische materialen, zuiver wol en verschillende soorten acrylwol en 100% acrylwol). Algemeen kan men stellen dat het kunstmatige substraat het beste een zo 'natuurlijk' mogelijke of ruwe oppervlaktestructuur heeft om de aanhechting niet te bemoeilijken (Cattaneo & Amireault, 1992). Er werden reeds verschillende substraten op de VUB getest waarbij besloten werd dat 100% acrylwol het meest geschikt is om praktisch te gebruiken in ondiepe en diepe waterlopen. Dit substraat geeft even goede resultaten als de overige substraten en de voorbereiding, het terreinwerk en de inzameling is gebruiksvriendelijker. Het grote voordeel is dat de grotere 'rivieren' (bv. Zenne en Kanaal) hiermee gemakkelijk kunnen onderzocht worden door het bevestigen van acrylwol aan het uiteinde van een (soms lange) geplastificeerde ijzerdraad die vanaf de dijk of een brugpeiler bevestigd wordt. Draden met acrylwol zijn weinig zichtbaar en worden slechts zelden door derden weggehaald (o.a. bij ruiming van dijkvegetatie). Alle substraten hebben in het algemeen een kolonisatieperiode van 2 tot 4 weken, maar deze kan ook 6 weken duren (Round, 1993; Stevenson & Bahls, 1999; Coleman & Pettigrove, 2001). Ze kan variëren van plaats tot plaats en in gematigd nutriënt aangerijkte wateren kunnen zelfs 8 weken nodig zijn (Biggs, 1988). Bij vorig onderzoek in de Woluwe (1998-1999) werd waargenomen dat na 2 weken 80% van de diatomeeënsamenstelling aanwezig was op de substraten (acrylwol). Indien men de substraten langer in het water liet, was er een grote toename aan 'grazers'. Hierdoor werd besloten dat voor deze stroom 2 weken kolonisatieperiode voldoende is (Triest *et al.*, 2001). Het gebruik van kunstmatige substraten kan representatief zijn, maar heeft zowel voor- als nadelen die worden weergegeven in tabel 3-3.

Voorgestelde methode voor het verzamelen:

- Er worden stalen genomen op verschillende punten op de stroom.
- De staalname gebeurt het best in de lente, zomer of herfst.
- Er wordt gewerkt met een kunstmatig substraat. Men hangt meerdere stukken van 10cm 100% acrylwol aan een ring aan een geplastificeerde ijzerdraad in het water.
- De kolonisatieperiode bedraagt 2 tot 4 weken.

Tabel 3-18: Voor- en nadelen van kunstmatige substraten. Samengesteld uit: Stevenson & Bahls (1999), Coleman & Pettigrove (2001) en Triest *et al.* (2003).

Voordelen	Nadelen
<ul style="list-style-type: none"> - Kunstmatige substraten zijn soms het enig alternatief door het ontbreken van natuurlijke substraten. - De substraten vormen een gestandaardiseerd habitat en hebben een gestandaardiseerde kolonisatietijd. Hierdoor zijn kwantitatieve vergelijking tussen verschillende plaatsen mogelijk. - Oppervlakte of lengte van substraat is bij kunstmatige substraten gekend. Hierdoor kan kwantitatief gewerkt worden en kwantitatieve vergelijkingen tussen staalnameplaatsen gemaakt worden. - Er zijn aanwijzingen dat diatomeeëngemeenschappen die nieuwe kunstmatige substraten begroeien, sneller op milieuwijzigingen reageren dan deze die reeds een lange geschiedenis op natuurlijke substraten achter de rug hebben. - Natuurlijke substraten zijn zelden stenig autogeen materiaal (steengruis, kiezel, steenafval). Daar stelt zich eveneens de vraag over de graad van natuurlijkheid. - Gemiddelde diversiteits- en indiceswaarden (per site of waterloop) geven zowel voor kunstmatige als natuurlijke substraten een zinvolle beoordeling. Dit betekent wel dat meerdere staalnamen per plaats nodig zijn. - Soorten die moeilijk te vinden zijn op rotsen of sediment (door chemische inertie) kunnen eventueel wel verzameld worden op kunstmatige substraten. - De meeste studies met kunstmatige substraten werden uitgevoerd in West-Europa en de UK en zijn qua regio dus vergelijkbaar met Brussel. 	<ul style="list-style-type: none"> - Onderschatting van aantal aanwezige taxa mogelijk door moeilijkere kolonisatie in snelstromende waterlopen. - Een overschatting van snelgroeïende diatomeeën en deze die zich makkelijk kunnen hechten aan een plat, glad oppervlakte is mogelijk. Dit kan gedeeltelijk voorkomen worden door het oppervlak van het substraat ruwer te maken. - Individuele staalnamen kunnen grote schommelingen vertonen binnen een site omwille van een te beperkte kolonisatie (erosie, lichtgebrek) of omwille van het te grote verschil in habitat tussen een riviertraject met of zonder abundante macrofytengroei. - Ophoping van slib kan voorkomen (bv. indien men plaatjes gebruikt). Dit is op te lossen door een andere vorm van substraat te nemen of door deze parallel met de stroom te plaatsen. - Kunstmatige substraten zijn enkel representatief voor de milieucondities tijdens de kolonisatieperiode. - Het is nog niet geweten of de soorten die de substraten koloniseren

4.2.2 Preparatie en bewaring

Na staalname bewaart men tot de preparatie de stalen op een koele en donkere plaats (STAR, 2002; DARES-DALES, 2004).

Bij de preparatie wordt de volledige celinhoud en het extracellulaire organisch materiaal verwijderd om determinatie tot op soortniveau mogelijk te maken. Hierbij vallen de 2 valven van de frustule (een uniek skelet van de diatomeeën) meestal uiteen (Triest *et al.*, 2003).

Meestal worden de diatomeeën behandeld met een actieve stof zoals H₂O₂ (oxidatie) of een zuur en op permanente microscoop-preparaten gebracht (van den Berg, 2004a). Volgende methode kan hiervoor toegepast worden:

- Plaats het substraat (10cm acrylwol) in een centrifugeerbuis (bestand tegen sterke zuren).
- Voeg 20ml geconcentreerd H₂SO₄ toe en laat ongeveer 4 uur koken totdat een zwart gekleurd staal verkregen wordt.
- Laat het staal 15 minuten rusten en voeg 20ml HNO₃ toe. Laat het staal opnieuw ongeveer 4 uur koken, tot een heldere oplossing te zien is.
- In een laatste stap wordt het overtollige zuur verwijderd door toevoeging van gedistilleerd water gevolgd door centrifugeren en decanteren van het supernatant. Deze laatste stap wordt ongeveer 5 maal herhaald om een goed microscopisch preparaat te verkrijgen.

Om een permanent preparaat te maken moeten volgende stappen uitgevoerd worden:

- Verdun het staal tot een volume dat een goede densiteit aan diatomeeën zal geven op het preparaat.
- Maak het staal homogeen door te schudden en breng met een Pasteur pipet een druppel van het staal op een dekglasje (de eerste druppel niet, deze wordt verwijderd).
- Door lichte opwarming zal de vloeistof verdwijnen (vermijd koken) en een witgrijze film in het midden van het dekglasje wordt verkregen.
- Breng een druppel styrax aan op een preparaatglas en laat dit enkele minuten opwarmen.
- Het gedroogde dekglasje wordt op het preparaatglas gebracht.
- Het preparaat moet 2 dagen rusten voordat men deze kan gebruiken.

4.2.3 Identificatie

Hoewel de determinatie van diatomeeën moeilijk is, is deze niet onoverkomelijk. Een onderzoeker moet opgeleid worden, maar dit kan op een zestal maanden gebeuren. In België zijn een aantal specialisten aanwezig, de taxonomische expertise is dus zeker beschikbaar in ons land (Triest *et al.*, 2001). Men kan deze specialisten hun hulp inroepen doordat men met permanente preparaten werkt die vervoerd en bewaard kunnen worden en dus als referentiemateriaal kunnen dienen (Triest *et al.*, 2003).

Determinatie tot op soortniveau is nodig (Coleman & Pettigrove, 2001; STAR, 2002; van den Berg, 2004a) en kan gebeuren op basis van verschillende referentiewerken zoals Germain (1981), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Sims (1996). In tegenstelling tot de determinatie waarvoor de aanwezige literatuur algemeen geaccepteerd is, is de taxonomie van diatomeeën nog altijd in beweging. De codering van taxonnamen die ontwikkeld werd in Frankrijk wordt in Europa het meeste gebruikt en biedt de beste mogelijkheid om aansluiting te blijven houden met de nieuwste taxonomische inzichten en de daaraan gekoppelde auto-ecologische informatie (van den Berg, 2004a).

4.2.4 Tellingen

De *tellingen* gebeuren op 0.5ml van het bekomen volume na zuurbehandeling van 10cm acrylwolsubstraat (Triest *et al.*, 2001). Over hoeveel diatomeeën men moet tellen varieert de mening van verschillende onderzoekers van 200 schaaltes tot 300, 500 of zelfs tot 600 schaaltes (Stevenson & Bahls, 1999; Triest *et al.*, 2001; STAR, 2002; van den Berg, 2004a). Een ander criteria is dit van Stevenson & Bahls (1999) deze onderzoekers stellen dat men minstens tot 600 schaaltes moet tellen en totdat minstens 10 valven van 10 soorten geteld werden.

4.3 Beoordelingssysteem

Er zijn reeds verschillende beoordelingssystemen in gebruik voor diatomeeën. Meestal werkt men met diatomeeënindices (zie 3.3.1), maar recent werd in Nederland een beoordelingssysteem aan de hand van soortensamenstelling uitgewerkt (zie 3.3.4).

Hoewel de analyse van fyto bentos meestal enkel gebeurt voor stromende waterlichamen, heeft het Nederlandse systeem ook een methode uitgedacht voor de meren (van den Berg, 2004a). Aangezien onderzoek naar diatomeeën in stilstaande wateren echter beperkt is, wordt het voor de Brusselse vijvers niet toegepast.

4.3.1 Diatomeeënindices (Uit Triest *et al.*, 2003)

Meerdere diatomeeënindices werden ontwikkeld door verschillende auteurs op basis van de onderscheidbare diatomeeëngemeenschappen die voorkomen in een bepaald biogeografische regio. Deze indices werden meestal opgesteld voor de beoordeling van de waterkwaliteit, in mindere mate voor de beoordeling van een ecologische integriteit. De meeste indices zijn feitelijk gebaseerd op één en dezelfde vergelijking, namelijk de 'gewogen gemiddelde' vergelijking van Zelinka & Marvan (1961).

Op basis van deze vergelijking zijn heel wat indices (IBD, IPS, SLAD, ...) door meerdere wetenschappers ontwikkeld geweest, maar de indices verschillen onderling omwille van het feit dat andere taxa (namelijk hun keuze en aantal) beschouwd worden als invoergegeven en omwille van het feit dat andere gewichten (significanties) werden toegekend aan de individuele diatomeeëntaxa.

De 'gewogen gemiddelde' vergelijking (Zelinka & Marvan, 1961) is:

$$\text{Index} = \frac{\text{SOM}^n_{j=1} a_j \cdot s_j \cdot v_j}{\text{SOM}^n_{j=1} a_j \cdot v_j}$$

waarbij: a_j = abundantie van taxon j in staal
 s_j = gevoeligheid (1 – 5) van taxon j in staal
 v_j = indicatorwaarde (1 – 3) van species j

De s - en v -waarden worden in de originele publicaties voor elk diatomeeëntaxon toegekend. De a -waarden worden bekomen door een determinatie van minstens 200 valvae per staal uit te voeren.

IBD (AFNOR 2000; Prygiel & Coste 2000)

De IBD (Indice Biologique Diatomées) is uitgewerkt a.d.h.v. de probabiliteit van het ecologische profiel van 209 geselecteerde diatomeeëntaxa. Dit ecologisch profiel werd bekomen met volgende variabelen: pH, conductiviteit, gesuspendeerd materiaal, zuurstofgehalte, BOD5, COD, Totaal N (Kjeldahl), NH₄, NO₂, NO₃, PO₄ en chloride.

De IBD integreert dus enkel deze chemische variabelen, met nadruk op de organische pollutie en de saliniteit. Het is een unieke index qua concept en daarom is een vergelijking met de overige indices slechts kritisch te maken.

De initiële IBD schaal van 1-20 kan in 5 kwaliteitsklassen worden onderverdeeld:

IBD >= 17.0	Zeer goed
17.0 > IBD >= 13.0	Goed
13.0 > IBD >= 9.0	Matig
9.0 > IBD >= 5.0	Ontoereikend
IBD < 5.0	Slecht

IPS, DESCY, L&M, SLAD, IDAP, WAT,

Deze indices zijn voornamelijk gebaseerd op de mate van saprobiteit. Ze verschillen (soms in belangrijke mate) voor wat betreft het beoogde type degradatie, het aantal taxa en de gevoeligheid (gewicht) en de indicatorwaarde van individuele taxa. De IPS bijvoorbeeld omvat meer dan 1000 diatomeeënsoorten, de overige veel minder. Ook de gebruikte schaal voor gevoeligheid kan verschillen (1-5; 4-0; 7-1).

IPS (Indice de polluo-sensibilité, CEMAGREF 1982-1991)

DESCY (Descy, 1979)

L&M (Leclercq & Maquet, 1988)

SLAD (Sladeček, 1986)

IDAP (Indice diatomique Artois-Picardie, CEMAGREF)

WAT (Watanabe et al., 1990)

TDI (Kelly, 1998)

De Trophic Diatom Index (TDI; Kelly & Whitton, 1995; Kelly, 1998) is een maat voor het effect van nutriënten op diatomeeëngemeenschappen van rivieren.

De TDI wordt als volgt berekend: $TDI = (WMS \times 25) - 25$

waarbij: WMS = 'Weighted Median Sensibility' of de Gewogen Gemiddelde Sensitiviteit. De WMS wordt berekend aan de hand van bovenstaande 'gemiddeld gewicht' formule. De index heeft een schaal van 1 tot 100 (Kelly & Whitton, 1995).

Voor de interpretatie van deze index is het nodig om nog een andere grootte in te voeren, namelijk het Percentage Tolerante Valva (% PTV). Dit is het percentage van een totale telling van taxa die tolerant zijn voor pollutie. Het % PTV is een maat voor de betrouwbaarheid van de TDI als een maatgetal voor eutroficatie, met waarden < 20 % die aanduiden dat de grootste factor voor de samenstelling van het fyto-benthos waarschijnlijk het nutriëntengehalte is (Kelly, 1998).

IDG (Rumeau & Coste, 1988)

De Indice Diatomique Générique (Rumeau & Coste, 1988) geeft eerder een algemeen beeld van de globale waterkwaliteit.

De IDG (of ook GDI) wordt op eenzelfde manier berekend als de TDI, maar hier wordt het resultaat nog gedeeld door 4 waardoor men een schaal bekomt van 4 – 20, waarbij lagere waarden op een zware verontreiniging duiden.

SHE (Steinberg & Schiefele, 1987)

De methode van Steinberg & Schiefele (1987) is gebaseerd op trofie en gevoeligheid (7 niveaus, gaande van zeer resistent tot oligosaproob)

Ecologische indicatorgetallen (Van Dam et al., 1994)

De saprobiteit a.d.h.v. diatomeeën werd door Van Dam et al. (1994) opgedeeld in 5 getalwaarden die overeenkomen met een gradient van oligosaprobie tot polysaprobie. Deze getalwaarden werden toegekend aan de taxa op basis van de zuurstofgerelateerde waterkwaliteit (% zuurstofverzadiging en BOD₅). De halobiteit a.d.h.v. diatomeeën werd door Van Dam et al. (1994) opgedeeld in 4 getalwaarden die overeenkomen met een gradient van zoet tot brak. Deze getalwaarden werden toegekend aan de taxa op basis van het chloride gehalte en de saliniteit. De R-waarden (klassen van zuurtegraad) a.d.h.v. diatomeeën werd door Van Dam et al. (1994) opgedeeld in 5 getalwaarden die overeenkomen met een gradient van zuurminnend tot alkaliminnend. Deze getalwaarden werden toegekend aan de taxa op basis van hun voorkomen bij welbepaalde pH-waarden. N-, O- en T-waarden staan respectievelijk voor N-opname metabolisme, de zuurstofvraag en trofische status. Deze ecologische indicatorgetallen werden opgemaakt voor wateren in Nederland en in het bijzonder voor de stilstaande wateren. Alhoewel meerdere tereinstudies hebben aangetoond dat duidelijke en relevante gradiënten kunnen bekomen worden op basis van de gewogen gemiddelden van deze ecologische indicatorgetallen, moet er nog bepaald worden in hoeverre deze getallen overdraagbaar zijn naar waterlopen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Saprobie classificatie		O-saturatie (%)	BOD ₅ (mg/l)
S = 1	"oligosaprobous"	>85	<2
S = 2	"beta-mesosaprobous"	70-85	2-4
S = 3	"alpha-mesosaprobous"	25-70	4-13
S = 4	"alpha-meso / polysaprobous"	10-25	13-22
S = 5	"polysaprobous"	<10	>22

Saliniteit classificatie		Cl ⁻ (mg/l)	Saliniteit (‰)
H = 1	"fresh"	<100	<0.2
H = 2	"fresh brackish"	<500	<0.9
H = 3	"brackish fresh"	500-1000	0.9-1.8
H = 4	"brackish"	1000-5000	1.8-9.0

pH classificatie		pH optimum
R = 1	"acidobiontic"	"optimal occurrence at pH < 5.5"
R = 2	"acidophilous"	"mainly occurring at pH < 7"
R = 3	"circumneutral"	"mainly occurring at pH-values about 7"
R = 4	"alkaliphilous"	"mainly occurring at pH > 7"
R = 5	"alkalibiontic"	"exclusively occurring at pH > 7"
R = 6	"indifferent"	"no apparent optimum"

N-opname metabolisme classificatie

N = 1	"nitrogen-autotrophic taxa, tolerating very small concentrations of organically bound nitrogen"
N = 2	"nitrogen-autotrophic taxa, tolerating elevated concentrations of organically bound nitrogen"
N = 3	"facultatively nitrogen-heterotrophic taxa, needing periodically elevated concentrations of organically bound nitrogen"
N = 4	"obligately nitrogen-heterotrophic taxa, needing continuously elevated concentrations of organically bound nitrogen"

Zuurstofvraag		zuurstofverzadiging
O = 1	"continuously"	"about 100 %"
O = 2	"fairly high"	> 75%
O = 3	"moderate"	> 50%
O = 4	"low"	> 30 %
O = 5	"very low"	"about 10 %"

Trofische status

T = 1	oligotraphentic	T = 2	oligo-mesotraphentic
T = 3	mesotraphentic	T = 4	meso-eutraphentic
T = 5	eutraphentic	T = 6	hypereutraphentic
T = 7	oligo- tot eutraphentic		

4.3.2 Vergelijking van de verschillende indices

Triest *et al.* (2003) hebben een vergelijk uitgevoerd tussen de resultaten verkregen via verschillende indices bij natuurlijke substraten en een kunstmatig (100% acrylwol). Volgende resultaten werden hierbij verkregen:

- Men vond algemeen voorkomende en significante correlaties op niveau Vlaanderen.
- De gevonden correlaties kunnen verloren gaan binnen een waterlooptype.
- Binnen een type wordt de meest significante correlatie tussen IBD en IPS, SLAD en IDAP gevonden. Deze correlatie is mee afhankelijk van de hoge abundantie van enkele indicatorsoorten waarover de auteurs van de indices eenzelfde beoordeling qua gevoeligheid of tolerantie hebben gegeven.
- IPS-IBD zijn meer variabel (hebben een grotere spreiding binnen eenzelfde waterloop), terwijl L&M, SLAD en IDAP minder variabel zijn. TDI toont een duidelijke gradiënt waarbij de grootste variabiliteit optreedt voor het type 'kleine beek'.
- IBD geeft waarden die het beste te verklaren zijn.
- De waarden verkregen bij natuurlijke substraten lagen hoger dan deze van de kunstmatige en dit vooral bij IDAP en IPS. Het grootste verschil is waarschijnlijk te verklaren door een moeilijker kolonisatie bij snelle stroming, maar ook bij traagstromende beken met een abundante macrofytengroei trad er soms een groot verschil op waarvoor geen verklaring gevonden werd. Er werd ook gevonden dat deze onderschatting minder voorkwam bij SLAD (werkt met saprobie) en TDI (werkt met trofie).

Ideaal bruikbare indices worden het best gekenmerkt door een voldoende ruime spreiding en tegelijk een scheiding van de berekende waarden zodat in een latere fase de opdeling in klassen t.o.v. een referentietoestand werkbaar blijft. IPS, IBD en TDI voldoen het beste aan deze voorwaarden (Triest *et al.*, 2003). Triest *et al.* (2003) raden voor de globale beoordeling van waterkwaliteit IBD en IPS aan. Indien de saprobie relevant is kan SLAD gebruikt worden en indien de trofie relevant is TDI.

4.3.3 Klassenindeling via de indices

Aan de hand van de verkregen indices kunnen dan via analysemethoden typespecifieke soortengemeenschappen onderscheiden worden (Triest *et al.*, 2003). Mogelijke analysemethoden zijn (Triest *et al.*, 2003):

- clustering analyses (meestal UPGMA op basis van euclidische afstanden)
- divisive methoden (vb. TWINSPAN)
- multivariate analyses waardoor alle verschillende diatomeeëngemeenschappen van de verschillende staalnamepunten gelijktijdig worden vergeleken door ordinatietechnieken (vb. DCA, PCA, RDA, CCA).

De ordinatiemethoden geven overzichtelijke biplots en zijn daarom misschien iets meer aangewezen dan de overige methoden (Triest *et al.*, 2003).

Voor het bepalen van de **klassengrenzen** werden reeds enkele mogelijkheden in Frankrijk en Vlaanderen onderzocht. De voorgestelde grenzen kunnen gevolgd worden of verschoven mits de nodige argumentatie. Deze argumentatie moet gebaseerd zijn op specifieke terreinsituaties voor Brussel (Triest *et al.*, 2003). In Frankrijk werkt men vooral met IBD en daar heeft men de klassen opgedeeld zoals te zien in tabel 3-4. Voor Vlaanderen heeft Triest *et al.* (2003) de grenzen bepaald voor IBD en TDI en S-waarde voor verschillende types, nl. "Kleine beek", "Kleine beek Kempen", "Grote beek", "Kleine rivier" en "Grote rivier". Deze grenzen zijn te zien in tabel 3-5.

Tabel 3-19: Klassenopdeling in Frankrijk (Uit Triest *et al.*, 2003).

IBD-waarde	Klasse
IBD ≥ 17.0	Zeer goed
17.0 > IBD ≥ 13.0	Goed
13.0 > IBD ≥ 9.0	Matig
9.0 > IBD ≥ 5.0	Ontoereikend
IBD < 5.0	Slecht

Tabel 3-20: Referentietoestand en klassengrenzen voor IBD en TDI en S-waarde voor type "Kleine beek", "Kleine beek KEMpen", "Grote beek", "Kleine rivier" en "Grote rivier" (Uit: Triest *et al.*, 2003).

Klasse	IBD	TDI	S-waarde
Referentietoestand	≥ 16	<50	≤ 2.0
Zeer goed	≥ 16	<50	≤ 2.0
Goed	≥ 13	≤ 60	≤ 2.5
Matig	≥ 9	≤ 70	≤ 3.0
Ontoereikend	≥ 5	≤ 80	≤ 3.5
Slecht	<5	>80	≤ 4.0

Deze klassenindeling is gebaseerd op ca. 50 waterlopen van het type "Kleine beek" en "Kleine beek Kempen" en op slechts enkele sites van de grotere waterlopen (type Kleine rivier en Grote rivier). Dit betekent dat er nog onzekerheden zijn wat betreft het lineair doortrekken van de klassengrenzen voor de waterlopen van een grotere stroomorde. Voorlopig beschouwen we deze als lineair (namelijk een IBD van 16, TDI <50 en S-waarde van 2.0 zijn haalbaar als zeer goede toestand, ook in grotere waterlopen). Omdat grote waterlopen met een zeer goede toestand ontbreken in de waarnemingen, is het mogelijk dat deze klassengrenzen nog gewijzigd worden.

4.3.4 Analyse fyto-benthos samenstelling via positieve en negatieve indicatorsoorten (Uit van den Berg, 2004a)

In Nederland werkt men voor de bepaling van de klassen van het fyto-benthos met positieve en negatieve indicatorsoorten. Voor elk type waterlichaam worden deze indicatorsoorten specifiek bepaald. De negatieve indicatorsoorten wijzen op menselijke beïnvloeding en de positieve soorten op afwezigheid hiervan. De soorten die in geen van de 2 categorieën kunnen geplaatst worden zijn indifferente soorten en spelen geen rol in de beoordeling.

Het zijn de procentuele abundanties (in aantal individuen) van positieve en negatieve soorten die leiden tot een indeling in een klasse en de erbij horende EQR's. Het uitgangspunt voor de beoordeling is dat in goede wateren geen of weinig negatieve indicatoren voorkomen en veel positieve indicatoren en dat in slechte wateren het tegenovergestelde te zien is. Deze EQR's van positieve en negatieve indicatoren worden gemiddeld tot een oordeel over de soortensamenstelling van het fyto-benthos. Deze middeling gebeurt na transformatie van de maatlatten naar een schaal van 0 tot 1 met gelijke klassenbreedte.

Men heeft voor meren en rivieren reeds de **klassengrenzen** bepaald. De grenswaarden werden bepaald door experten-beoordeling. Het aandeel in de abundantie op de grens van goed en matig is zo gekozen, dat positieve soorten ruim aanwezig zijn en negatieve niet domineren, terwijl er voldoende ruimte is voor natuurlijke variaties in de samenstelling. Deze klassen(grenzen) zijn terug te vinden in tabel 3-6 en 3-7.

Tabel 3-21: Klassen(grenzen) en EQR's voor Nederlandse meren (Uit van den Berg, 2004a).

Groep van soorten	Klassen(grens)	Aandeel in abundantie (%)	EQR
Positieve indicatoren	Klasse zeer goed	70	1
	Klassengrens zeer goed- goed	50	0.71
	Klassengrens goed-matig	30	0.43
	Klassengrens matig- ontoereikend	10	0.14
	Klassengrens ontoereikend -slecht	5	0.071
Negatieve indicatoren	Klasse zeer goed	5	1
	Klassengrens zeer goed- goed	10	0.5
	Klassengrens goed-matig	30	0.2
	Klassengrens matig- ontoereikend	50	0.1
	Klassengrens ontoereikend -slecht	70	0.07

Tabel 3-22: Klassen(grenzen) en EQR's voor Nederlandse rivieren (Uit van den Berg, 2004a).

Groep van soorten	Klassen(grens)	Aandeel in abundantie (%)	EQR
Positieve indicatoren	Klasse zeer goed	80	1
	Klassengrens zeer goed- goed	70	0.88
	Klassengrens goed-matig	50	0.63
	Klassengrens matig- ontoereikend	30	0.38
	Klassengrens ontoereikend -slecht	10	0.13
Negatieve indicatoren	Klasse zeer goed	5	1
	Klassengrens zeer goed- goed	10	0.5
	Klassengrens goed-matig	30	0.17
	Klassengrens matig- ontoereikend	50	0.10
	Klassengrens ontoereikend -slecht	70	0.07

4.3.5 Voorgestelde beoordelingssysteem

Aangezien er nog veel onzekerheden zijn, is het voor de waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk gewest niet aan te raden om de waterkwaliteit op basis van 1 diatomeeënindex te bepalen. Hier wordt voor de bepaling van de klassengrenzen en van het MEP een metrisch systeem op basis van 4 indices (IBD, IPS, TDI en S-waarde) en positieve indicatoren voorgesteld waarbij rekening gehouden wordt met de specifieke situatie van 'sterk veranderde' en 'kunstmatige' waterlichamen.

De argumentatie hiervoor is als volgt:

1. **IBD** is een goede uitgewerkte en bruikbare index, maar is gebaseerd op weinig soorten en beslaat een groot geografisch gebied in West-Europa. Daarom kan het zijn dat IBD waarden worden berekend op slechts een gering aantal soorten van de staalname (en niet steeds de meest abundante soorten).
2. De **IPS** index is een meer wetenschappelijke index, gebaseerd op meer taxa. De bekomen IPS waarden voor Vlaanderen en Brussel zijn goed interpreteerbaar en vormen een verklaarbare reeks van waarden binnen en tussen waterlopen. Voor de IPS werden echter geen klassengrenzen vooropgesteld en daarom is er hier de arbitraire aanname dat eenzelfde klassenindeling als voor de IBD werkbaar is.
3. Beide indices (IBD en IPS) zijn algemene pollutie-indices. Een aanvullende vergelijking met een trofie-index (**TDI** uit UK) en een saprobiegetal (**S-waarde** uit NL) kan de beoordeling in klassen bevorderen.
4. De aanwezigheid van **positieve indicatoren** is een belangrijke parameter voor de bepaling van het potentieel van een waterloop. De aanwezigheid van slechts enkele

individuen of enkele soorten tonen aan dat er een potentieel is om een verbetering van de ecologische kwaliteit te bekomen.

De combinatie van deze vijf scores moet toelaten dat enerzijds te grote schommelingen of aberraties veroorzaakt door 1 index tot een te verkeerde beoordeling zou leiden en anderzijds dat het potentieel voor positieve indicatoren benadrukt wordt, eerder dan een nadruk op de negatieve indicatoren.

Het systeem bevat een klassenindeling per index: IBD, IPS, TDI, S-waarde en positieve indicatoren (tabel 3-8). Deze klassenindeling gebeurde op basis van vergelijking met andere landen of gewesten en op basis van experten-beoordeling. De klassenindeling van IBD, TDI en S-waarde die voor Vlaanderen werd voorgesteld is gebaseerd op ca. 50 waterlopen van het type “Kleine beek” en “Kleine beek Kempen” en op slechts enkele sites van de grotere waterlopen (type Kleine rivier en Grote rivier). Dit betekent dat er nog onzekerheden zijn wat betreft het lineair doortrekken van de klassengrenzen voor de waterlopen van een grotere stroomorde. Voorlopig beschouwen we deze als lineair (namelijk een IBD van 16, TDI <50 en S-waarde van 2.0 zijn haalbaar als zeer goede toestand, ook in grotere waterlopen). Omdat grote waterlopen met een zeer goede toestand ontbreken in de waarnemingen, is het mogelijk dat deze klassengrenzen nog gewijzigd worden (Triest *et al.*, 2003).

De **EQR** wordt voor het waterlichaam **berekent** door aan elke klasseindeling van de 5 indices een waarde toe te kennen (GEP= 5; Matig = 3; Ontoereikend = 1 en Slecht = 0). Het gemiddelde van de vijf verkregen waarden levert de uiteindelijk beoordeling op voor de component “fytobenthos” door de waarden van 0-5 terug te schalen op 0-1 (tabel 3-9). Het “one out – all out” principe wordt op dit niveau niet toegepast.

Tabel 3-23: Vergelijking van beoordelingsklassen voor IBD, IPS, TDI, S-waarde en positieve indicatoren zoals beschouwd voor natuurlijke waterlopen en de in deze studie voorgestelde aanpassing voor sterk gewijzigde en kunstmatige waterlopen. Verklaring afkorting: NO staat voor niet onderzocht.

	Natuurlijke waterloop				Sterk gewijzigd		Kunstmatig	
	Kleine beek		Grote rivier		Kleine beek	Grote rivier	Scheepvaart	
	Frankrijk	Vlaanderen	Woluwe	Zenne	Woluwe	Zenne	Kanaal	
IBD					IBD			
Ref	>=17	>=17	>=17	>=17				
ZG	>=17	>=16	>=16	>=16	MEP	>=16	>=16	>=13
G	>=13	>=13	>=13	>=13	GEP	>=13	>=13	>=11
M	>=9	>=9	>=9	>=9	M	>=9	>=9	>=9
O	>=5	>=5	>=5	>=5	O	>=5	>=5	>=5
S	<5	<5	<5	<5	S	<5	<5	<5
		Vlaanderen	Woluwe	Zenne		Woluwe	Zenne	Kanaal
TDI					TDI			
Ref		<50	<50	<50				
ZG		<50	<50	<50	MEP	<50	<50	<60
G		<=60	<=60	<=60	GEP	<=60	<=60	<=65
M		<=70	<=70	<=70	M	<=70	<=70	<=70
O		<=80	<=80	<=80	O	<=80	<=80	<=80
S		>80	>80	>80	S	>80	>80	>80
		Vlaanderen	Woluwe	Zenne		Woluwe	Zenne	Kanaal
S-waarde					S-waarde			
Ref		<=2.0	<=2.0	<=2.0				
ZG		<=2.0	<=2.0	<=2.0	MEP	<=2.0	<=2.0	<=2.5
G		<=2.5	<=2.5	<=2.5	GEP	<=2.5	<=2.5	<=2.75
M		<=3.0	<=3.0	<=3.0	M	<=3.0	<=3.0	<=3.0
O		<=3.5	<=3.5	<=3.5	O	<=3.5	<=3.5	<=3.5
S		<=4.0	<=4.0	<=4.0	S	<=4.0	<=4.0	<=4.0
	Frankrijk	Vlaanderen	Woluwe	Zenne		Woluwe	Zenne	Kanaal
IPS					IPS			
Ref	>=17	>=16	>=16	>=16				
ZG	>=17	>=16	>=16	>=16	MEP	>=16	>=16	>=13
G	>=13	>=13	>=13	>=13	GEP	>=13	>=13	>=11
M	>=9	>=9	>=9	>=9	M	>=9	>=9	>=9
O	>=5	>=5	>=5	>=5	O	>=5	>=5	>=5
S	<5	<5	<5	<5	S	<5	<5	<5
	Nederland	Vlaanderen	Woluwe	Zenne		Woluwe	Zenne	Kanaal
Positieve	Rivieren				Positieve			
Ref	80	NO	NO	NO				
ZG	80	NO	NO	NO	MEP	>2 soorten	>2 soorten	>2 soorten
G	70	NO	NO	NO	GEP	2 soorten	2 soorten	2 soorten
M	50	NO	NO	NO	M	1 soort	1 soort	1 soort
O	30	NO	NO	NO	O	1 soort (<1%)	1 soort (<1%)	1 soort (<1%)
S	10	NO	NO	NO	S	geen soorten	geen soorten	geen soorten

Tabel 3-24: Omzetting van de beoordeling op basis van vijf indices/getalwaarden naar de klassengrenzen en de EQR.

Metrieken	Gemiddelde	Grenzen	EQR
MEP	5	5	1
GEP	≥ 3.5	≥ 3.5	≥ 0.7
M	$1.5 \leq x < 3.5$		$0.3 \leq x < 0.7$
O	$0.5 \leq x < 1.5$		$0.1 \leq x < 0.3$
S	< 0.5		< 0.1

Aangezien deze beoordeling steunt op 5 metrieken, kan er 5 keer een variabiliteit optreden. Voor de IBD werd reeds aangetoond dat de natuurlijke variabiliteit ongeveer 1 index eenheid is (d.i. 1 op 20) wanneer de standaard methoden strikt gevolgd worden. De belangrijkste oorzaak van deze variabiliteit is de staalnameplaat en de identificatie van de soorten (Prygiel *et al.*, 2002). Men kan de variabiliteit dus nog verminderen door de standaarden strikt te volgen en de identificatie te verbeteren (vergelijken met andere onderzoekers, identificatielessen, etc.). Voor de overige indexen is nog niet veel geweten over de variabiliteit. De positieve indicatoren werden bepaald voor Nederlandse watertypes en onderzoek naar de specifieke soorten voor Brussel kan de index verfijnen.

4.4 Referentietoestand voor fytoenthos

4.4.1 Natuurlijke referentietoestand

De natuurlijke referentietoestand voor diatomeeën is soms te bepalen aan de hand van historische en paleologische gegevens. Doordat hun kiezelzuurskelet -dat zeer soortspecifiek is- goed bewaard blijft in sediment en microscopisch te herkennen is kan men de vroeger diatomeeënsamenstelling opmaken uit sedimentlagen of uit stalen van sediment en bladoppervlakte van oude macrofyten in herbariacollectie (Triest *et al.*, 2001; Triest & Kaur, 2002; Nöges *et al.*, 2003).

Zo kan men voor meren en rivieren uit de bovenste **sedimentlagen** (2 tot 3cm) informatie halen van de meest recente 1 tot 3 jaar, maar daarnaast kunnen ook diepere lagen van de meren onderzocht worden die dan informatie kunnen geven over langere perioden (CIS-REFCOND, 2003).

Ook het verzamelen van informatie via een sedimentlaagje op het bladoppervlakte van oude herbarium-collecties is mogelijk. Zo besloot men in Vlaanderen dat uit diatomeeëngemeenschappen uit herbariacollecties voldoende informatie kwam om het mogelijk maken om een ecologische beoordeling te formuleren voor verschillende tijdsintervallen (Triest & Kaur, 2002).

Het bepalen van de referentietoestand heeft voor diatomeeën voor de Woluwe en de Zenne enkele nadelen. Zo besloot Triest *et al.* (2003) dat bij het bepalen van de referentietoestand voor kleine beken men er rekening mee moet houden dat de scores voor een kort traject van de waterloop sterk kunnen afwijken in de meeste stroomopwaartse gedeelten van de bovenloop. Voor de Zenne zijn er, net zoals voor overige kleine rivieren, weinig gegevens beschikbaar aangezien deze ecologisch minder interessant zijn en de inzameling van geschikte substraten vaak moeilijker is (Triest *et al.*, 2003). Triest & Kaur (2002) deden reeds een eerste onderzoek voor de Zenne en vonden ondermeer diatomeeëntaxa op *Potamogeton pectinatus* en *P. perfoliatus* op planten van Vorst uit 1903. Deze gaven een hoge saprobiteitswaarde.

Zoals reeds gezegd is er voor Vlaanderen en Frankrijk reeds een voorstel geformuleerd voor de klassenindeling en dus ook voor de referentietoestand. In Frankrijk neemt men IBD 17 als grens voor de referentietoestand (Triest *et al.*, 2003) en in een rapport voor Vlaanderen stelde

men 3 grenswaarden voor de types "Grote beek", "Kleine rivier" en "Grote rivier" voor (Triest *et al.*,2003):

- IBD: ≥ 16
- TDI < 50
- S-waarde ≤ 2.0

Zowel in Frankrijk als in Vlaanderen is men momenteel deze grenzen aan het onderzoeken en de indices aan het verbeteren en verfijnen.

4.4.2 MEP

Voor de verschillende watertypes wordt het MEP besproken. Hiervoor wordt aangenomen dat de chemische kwaliteit van het water goed tot zeer goed is (zoals door de KRLW bepaald). Fytobenthos wordt in Woluwe en Zenne slechts in beperkte mate verstoord door de huidige hydromorfologische condities waardoor het MEP niet veel zal verschillen van de natuurlijke referentietoestand. In het Kanaal zal de scheepvaart het MEP wijzigen t.o.v. de natuurlijke referentietoestand.

Staalnamesubstraat kan een belangrijke bron van verschillen in soortensamenstelling zijn, maar dit zou toch vergelijkbare indices (en daaruit volgende beoordelingsklassen) opleveren. In de onderzochte sterk gewijzigde waterlichamen zijn zachte substraten aanwezig (Woluwe, Zenne en vijvers) waardoor monitoring op kunstmatige substraten (door kolonisatie) of andere aanwezige substraten (waterplanten, takken) nodig is om het potentieel te bepalen. Ook bij het Kanaal gebeurt staalname met kunstmatige substraten. We beschouwen hierbij dat een waterloop zonder scheepvaart wel een andere soortensamenstelling kan vertonen op kunstmatige oevers of op kunstmatige substraten, maar dat deze soorten en hun abundantie een vergelijkbare indexwaarde zullen geven. Dit moet nog verder onderzocht worden omdat bijvoorbeeld bij een vergelijkende studie van kleine beken in Vlaanderen een verschil werd gevonden tussen indices van eenzelfde plaats (en tijdstip) voor natuurlijke substraten en kunstmatige substraten (acrylwol en kolonisatie van 2 weken). Een negatief effect van een kunstmatig substraat op het MEP kan dus bestaan (vrijwel zeker), maar de grootte van de afwijking is ongekend per waterlooptype. Voor kleine beken (zoals Woluwe) kan dit een verschil maken van 1 beoordelingsklasse. Voor grotere waterlopen (zoals Zenne) hebben we geen vergelijkingspunten tussen kunstmatig en natuurlijke substraten (enkel kunstmatige substraten zijn onderzocht in Brussel en Vlaanderen).

De waarden voor het MEP van de verschillende indices zijn te vinden in tabel 3-9. De verschillende eigenschappen die het MEP kunnen beïnvloeden en de positieve indicatoren per type waterlichaam worden hieronder beschreven.

4.4.2.1 Woluwe

Bij de morfologische eigenschappen van de Woluwe zal vooral het verwijderen van obstakels in de stroom het grootste effect hebben op de natuurlijke referentietoestand. Hierdoor verdwijnt namelijk een geschikt substraat voor het fytobenthos. De morfologische eigenschappen van de Woluwe en hun effect op de fytobenthosgemeenschap wordt besproken in tabel 3-10.

Momenteel zorgen naast morfologische wijzigingen ook chemische veranderingen voor een verminderde ecologische kwaliteit t.o.v. de natuurlijke referentietoestand. Hiermee mag echter geen rekening gehouden worden voor de bepaling van het MEP. De chemische

veranderingen worden vooral veroorzaakt door vervuiling (door strooizout van wegen, door run-off bij hevige regens, ...).

Tabel 3-25: Morfologische eigenschappen van de Woluwe en de invloed ervan op het fyto­benthos.

Morfologische eigenschap	Invloed op fyto­benthos
Ontbossing van valleige­bonden vegetaties en bebos­sing met niet-oeverge­bonden/grondwaterafhan­kelijke bomen	Dit heeft weinig of geen negatieve invloed op fyto­benthos­gemeenschap.
Recht­trekking rivier­loop (met hierdoor het verdwijnen van meanders)	Dit kan een invloed hebben op de fyto­benthos­gemeenschap door het verdwijnen van geschikte aan­hechtings­plaatsen (bv. door het verdwijnen van plaatsen met snellere of tragere stroom­snel­heid,...).
Verlaging en egalisa­tie van de watertafel (vermindering van grondwater­invloed)	Dit heeft een effect op de fyto­benthos­gemeenschap.
Verwijderen van obstakels (dode takken)	Dit heeft effect op het fyto­benthos door het verdwijnen van goede substraten die nodig zijn voor de aan­hechting hiervan.
Verhoging en ver­steviging (stenen/houten muur) van de oevers	Dit heeft enkel invloed op het fyto­benthos indien hierdoor goede substraten verdwijnen of bijkomen.
Overdekken van delen van de water­loop	Dit zorgt voor licht­in­hibitie waardoor de abun­dantie fyto­benthos zal dalen.

Zoals in tabel 3-10 te zien, is er eventueel een verschil in abun­dantie van het fyto­benthos tussen het MEP en de natuurlijke referentietoestand. De **soortensamen­stelling** verandert echter niet door de hydromor­fologische wijzigingen. In Nederland beschrijft men de referentietoestand voor de soortensamen­stelling voor rivieren op basis van positieve en negatieve indicatoren als volgt: *'De referentie­condities voor rivieren worden geken­merkt door de relatieve abun­dantie van positieve taxa dat in een monster aanwezig is, van ten minste 70%. Het aandeel negatieve indicatoren is in dat geval niet hoger dan 10%.* (van den Berg, 2004a)'. De positieve en negatieve indicatoren worden per type bepaald. Voor het type R13 '-snelstromende boven­loop op zand'- waarmee de Woluwe overeen­komt zijn de negatieve indicatoren: *Achnanthes delicatula, Achnanthes hungarica, Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima, Cyclotella meneghiniana, Eunotia exigua, Eunotia paludosa, Eunotia subarcuatoides, Fragilaria ulna, Frustulia rhomboides var. saxonica, Gomphonema parvulum, Gomphonema parvulum f. saprophilum, Gomphonema pseudoaugur, Navicula accomoda, Navicula atomus, Navicula atomus var. excelsa, Navicula atomus var. permitis, Navicula festiva, Navicula goeppertiana, Navicula joubaudii, Navicula minima, Navicula molestiformis, Navicula saprophila, Navicula seminulum, Navicula subminuscula, Navicula veneta, Nitzschia angustiforaminata, Nitzschia capitellata, Nitzschia palea, Nitzschia paleaeformis, Nitzschia tubicola, Nitzschia umbonata, Pinnularia subcapitata, Skeletonema potamos, Stauroneis producta, Tabellaria quadriseptata.* Als positieve indicatoren worden voor R13 de volgende soorten genoemd: *Caloneis bacillum, Cymbella microcephala, Diatoma mesodon, Fragilaria arcus, Fragilaria leptostauron, Meridion circulare, Tabellaria flocculosa* (van der Molen *et al.*, 2004).

4.4.2.2 Zenne

Zoals in tabel 3-11 te zien, is de invloed van mor­fologische wijzigingen van de Zenne op het fyto­benthos beperkt. Een grotere invloed, die niet in rekening gebracht wordt voor het MEP,

is de aanwezigheid van instroom van riolen zonder zuivering van het water. Dit zorgt voor een slechte chemische kwaliteit van het water, maar voor het MEP wordt aangenomen dat deze kwaliteit goed tot zeer goed is. Er is op deze rivier geen verstoring door scheepvaart.

Tabel 3-26: Morfologische eigenschappen van de Zenne en de invloed ervan op het fyto­benthos.

Morfologische eigenschap	Invloed op fyto­benthos
Rechttrekking rivierloop (met hierdoor het verdwijnen van meanders)	Dit heeft effect op het fyto­benthos door het verdwijnen van goede substraten die nodig zijn voor de aanhechting hiervan.
Verhoging en ver­steviging (stenen/houten muur) van de oevers	Dit heeft enkel invloed op het fyto­benthos indien hierdoor goede substraten verdwijnen/bijkomen.
Overdekken van delen van de waterloop	Dit zorgt voor lichtinhibitie waardoor de abundantie fyto­benthos zal dalen.

Net zoals bij de Woluwe zien we ook hier dat het effect van de hydromorfologische wijzigingen vooral tot uiting zal komen in de abundanties en minder in de soortensamenstelling. Hierdoor is een vergelijk met de **soortensamenstelling** die bepaald werd in Nederland misschien mogelijk. Hier kunnen we ook de algemene omschrijving van de referentietoestand gebruiken (zie Woluwe), maar de positieve en negatieve indicatoren verschillen. Volgens het Nederlandse systeem zou de Zenne een 'langzaam stromend rivi­ertje op zand/klei (R6)' zijn. Hiervoor werden volgende negatieve indicatoren bepaald: *Cyclotella meneghiniana*, *Eunotia exigua*, *Eunotia paludosa*, *Eunotia subarcuatoidea*, *Fragilaria ulna*, *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema parvulum* f. *saprophilum*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula accomoda*, *Navicula atomus*, *Navicula atomus* var. *excelsa*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *Navicula festiva*, *Navicula goeppertiana*, *Navicula minima*, *Navicula molestiformis*, *Navicula saprophila*, *Navicula seminulum*, *Navicula subminuscule*, *Navicula veneta*, *Nitzschia angustiforaminata*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleaeformis*, *Nitzschia tubicola*, *Nitzschia umbonata*, *Pinnularia subcapitata*, *Tabellaria quadrisepata*. Als positieve indicatoren werden aangeduid: *Amphipleura pellucida*, *Cymbella microcephala*, *Diatoma mesodon*, *Fragilaria arcus*, *Meridion circulare*, *Tabellaria flocculosa* (van der Molen et al., 2004).

4.4.2.3 Kanaal

Voor de bepaling van het MEP van het Kanaal moet men rekening houden met enkele eigenschappen waarvan de gevolgen op het fyto­benthos nog niet onderzocht werden. Een waterloop met scheepvaart of een kanaal zal verstoord worden door enerzijds golfslag, niveauwijzigingen van het waterpeil en vooral door een verhoogde turbulentie met resuspensie tot gevolg. Vooral deze laatste variabele kan een negatief effect veroorzaken voor het MEP. De grootteorde van deze regelmatige omwoeling van sediment is niet gekend, evenmin als het effect op de fyto­benthosgemeenschap en hun abundantie. Arbitrair hebben we daarom voor het type “kanalen met scheepvaart” gekozen voor een MEP met 1 klassenverschil t.o.v. de waterlopen zonder scheepvaart.

Overige eigenschappen en hun gevolgen op de fyto­benthosgemeenschap zijn te vinden in tabel 3-12.

Tabel 3-27: Morfologische eigenschappen van het Kanaal en de invloed ervan op het fyto­benthos.

Morfologische eigenschap	Invloed op fyto­benthos
---------------------------------	--------------------------------

Steile, artificiële oevers van beton of steen	Deze zorgen ervoor dat het aanwezige substraat niet ideaal is voor de aanhechting van fyto­benthos en verlagen zo de abundantie hiervan.
Overall dieper dan 3 meter	Hierdoor kan fyto­benthos niet aanwezig zijn op de bodem.
Navigatie zorgt voor onvoorspelbare turbulentie	De invloed hiervan op fyto­benthos is niet gekend.
Navigatie zorgt voor turbiditeit door suspenderen van sediment	De invloed hiervan op fyto­benthos is niet gekend.
Aanwezigheid van sluizen	Vermoedelijk enkele een lokale invloed op fyto­benthos.
Grote en snelle waterstandfluctuaties door het openzetten van sluizen.	De invloed hiervan op fyto­benthos is niet gekend.

Hoewel in Nederland nog geen onderzoek werd verricht naar kunstmatige waterlichamen, wordt hier toch de referentietoestand voor de soortensamenstelling voor het type R7 ('Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei') uitgelegd. Dit is het meest gelijkende type. De referentietoestand wordt op dezelfde manier omschreven als bij de Woluwe en de Zenne: '*De referentiecondities voor rivieren worden gekenmerkt door de relatieve abundantie van positieve taxa dat in een monster aanwezig is, van ten minste 70%. Het aandeel negatieve indicatoren is in dat geval niet hoger dan 10%*'. (van den Berg, 2004a)¹. De negatieve indicatoren zijn voor dit type de volgende: *Cyclotella meneghiniana*, *Eunotia exigua*, *Eunotia paludosa*, *Eunotia subarcuatoidea*, *Fragilaria ulna*, *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema parvulum* f. *saprophilum*, *Gomphonema pseudoaugur*, *Navicula accomoda*, *Navicula atomus*, *Navicula atomus* var. *excelsa*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *Navicula festiva*, *Navicula goeppertiana*, *Navicula minima*, *Navicula molestiformis*, *Navicula saprophila*, *Navicula seminulum*, *Navicula subminuscula*, *Navicula veneta*, *Nitzschia angustiforaminata*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleaeformis*, *Nitzschia tubicola*, *Nitzschia umbonata*, *Pinnularia subcapitata*, *Tabellaria quadrisepitata*. De positieve indicatoren zijn: *Amphipleura pellucida*, *Cymbella microcephala*, *Diatoma mesodon*, *Fragilaria arcus*, *Meridion circulare*, *Tabellaria flocculosa* (van der Molen *et al.*, 2004).

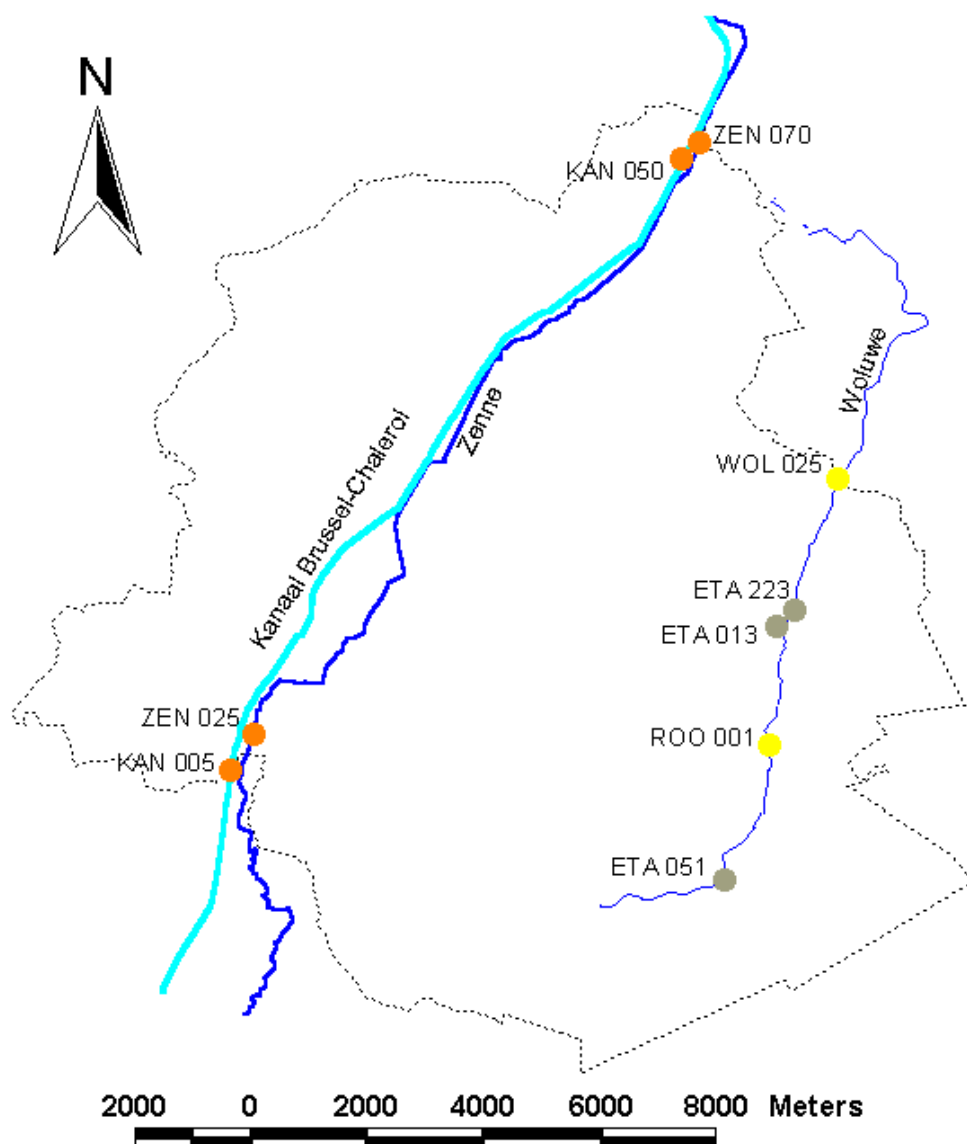
4.5 Resultaten fyto­benthosopname Brussel

Staalname voor fyto­benthosbeoordeling gebeurden in oktober 2004. De waargenomen soorten per waterlichaam (aantal populaties) en de waarden van de verschillende berekende indices (IPS, SLAD, DESCY, L&M, SHE, WAT, TDI, %PT, EPI-D, ROTT, IDG, CEE, IBD, IDAP) worden weergegeven in bijlage 7. Foto's van de kunstmatige substraten en van verschillende diatomeeënsoorten staan in bijlage 8.

De kwaliteit werd voor de verschillende waterlichamen op 2 verschillende manieren berekend: volgens de door ons voorgestelde methode en volgens de methode gebruikt in Nederland waarbij men kijkt naar positieve en negatieve indicatoren (van den Berg, 2004b; van der Molen *et al.*, 2004). Resultaten van beide methoden worden per waterlichaam besproken. De gegevens voor de voorgestelde methoden (de gevonden getalwaarde voor de gebruikte indices, het berekende gemiddelde en de berekende EQR's per monitoringspunt) zijn te vinden in tabel 3-13. Kaart 3-1 geeft een overzicht van de bekomen kwaliteitsklasse voor elk waterlichaam.

Tabel 3-28: Gevonden getalwaarde (0-5) voor verschillende indices, berekend gemiddelde en EQR voor de verschillende monitoringspunten. Verklaring voor de afkortingen: ZEN070= Zenne ter hoogte van Buda, ZEN025= Zenne ter hoogte van Anderlecht, KAN050= het Kanaal ter hoogte van Buda/ Vilvoorde, KAN005= het Kanaal ter hoogte van Anderlecht, ROO001= Vertakking van de Roodkloosterbeek voor de Woluwe, WOL025/035= Woluwe aan Hof ter Musschen

	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050
IBD	1	1	1	1	1	3
TDI	1	1	0	0	0	0
S-waarde	3	3	1	0	1	1
IPS	3	3	1	1	1	3
Positieve	1	0	0	0	0	0
Gemiddelde	1,8	1,6	0,6	0,4	0,6	1,4
EQR (0-1)	0,36	0,32	0,12	0,08	0,12	0,28



Kaart 3-2: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement fyto-benthos. Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing

4.5.1 Woluwe

Volgens de **voorgestelde methode** behoren de monitoringspunten op de Woluwe (Hof ter Musschen en Roodkloosterbeek) tot de klasse '*matig*' met een EQR van respectievelijk 0.3 en 0.4.

Indien we kijken naar de **soortensamenstelling** met de methode gebruikt in Nederland (van den Berg, 2004b; van der Molen *et al.*, 2004) zien we bij beide staalname negatieve indicatoren. Slechts 1 positieve indicatorsoort werd waargenomen, *Caloneis bacillum* bij de vertakking van de Roodkloosterbeek.

Bij de vertakking van de Roodkloosterbeek was 5% van de populaties een negatieve indicator (25 populaties op 504). Dit geeft een EQR van 1 (voor en na transformatie voor middeling van EQR's). Er waren 0.2% positieve indicatoren aanwezig, dit geeft na transformatie een EQR van 0.008. Bij het middelen van de 2 EQR's krijgen we dan $(1 + 0.008)/2 = 0.5$. Een EQR van 0.05 wijst volgens de deelmaatlat van fyto-benthos op een '*matige kwaliteit*' voor deze organismegroep. De negatieve indicatoren die waargenomen werden zijn: *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*.

Voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen werd een iets ander resultaat bekomen, door de afwezigheid van positieve indicatoren is de deelmaatlat hiervoor nul. Voor de negatieve indicatoren werd met 15% aanwezigheid na transformatie een EQR van 0.75 gevonden. Na middeling geeft dit een waarde van 0.375 wat in de klasse '*ontoe-reikend*' valt. De negatieve indicatoren die waargenomen werden zijn: *Achnanthes lanceolata ssp. frequentissima*, *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula goeppertiana*, *Navicula veneta*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*

Volgens de voorgestelde metrische methode behoren beide monitoringspunten op de Woluwe tot de klasse '**matig**'.

Volgens de Nederlandse methode verkrijgen we 2 verschillende klassen. Hierbij behoort Hof ter Musschen tot de klasse '**ontoe-reikend**' en de Roodkloosterbeek tot de klasse '**matig**'.

4.5.2 Zenne

Voor de Zenne werd zowel ter hoogte van Haren / Budabrug (ZEN070) als ter hoogte van Anderlecht (ZEN025) door de combinatie van de **5 vooropgestelde indices** een EQR van 0.12 gevonden wat betekent dat deze monitoringspunten tot de klasse '*ontoe-reikend*' behoren.

Bij de **soortensamenstelling** zien we voor de Zenne enkele de aanwezigheid van negatieve indicatorsoorten (systeem van den Berg, 2004b; van der Molen *et al.*, 2004), er zijn geen positieve soorten aanwezig. Op beide staalnamepunten werden 504 schaal-tjes geteld. Hierbij vond men als negatieve indicatorsoorten: *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula goeppertiana*, *Navicula veneta*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*. Bij de Budabrug waren dit 246 van de 504 schaal-tjes (49%) en bij Anderlecht 176 van de 504 (35%). Dit geeft respectievelijk een getransformeerd EQR van 0.2 en 0.275 wat beide valt in de klasse '*ontoe-reikend*'.

Het resultaat dat hier verkregen wordt kan beïnvloed zijn door driftmateriaal. Hoewel 80% van de diatomeeën levend was, kan dit nog steeds driftmateriaal zijn. Het is namelijk niet geweten hoelang de diatomeeën overleven eens ze in een gepolueerd milie komen.

Zowel het voorgestelde systeem als de methode van Nederland geven aan dat de monitoringsplaatsen van de Zenne behoren tot de klasse '**ontoe-reikend**'

Dit resultaat komt overeen met resultaten van een onderzoek van Triest *et al.* in 2003. Hierbij vond men voor de Zenne ter hoogte van Anderlecht en Vilvoorde een ontoereikende kwaliteit (IBD: 5.5-8.1, IPS: 8.1-10.1, TDI: 67.1-79.6).

4.5.3 Kanaal

Voor het Kanaal werd aan de hand van de **indices** een 'ontoereikende' kwaliteit gevonden (met EQR's van 0.12 ter hoogte van Anderlecht en 0.28 ter hoogte van Vilvoorde).

Voor de soortensamenstelling werden er op beide plaatsen enkel negatieve indicatoren gevonden en geen positieve. Ter hoogte van Haren waren 175 van de 504 populaties (35%) negatieve indicatoren zoals *Cyclotella meneghiniana*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*. In Anderlecht werden 2 negatieve indicatorsoorten gevonden -*Cyclotella meneghiniana* en *Nitzschia capitellata*- en deze namen 24% (119 van de 502 populaties) in. Dit betekent dat na transformatie EQR's bekomen worden van respectievelijk 0.275 en 0.33. Dit wijst 2 maal op een 'ontoereikende' kwaliteit.

Het Kanaal wordt met beide methoden in de klasse '**ontoereikend**' geplaatst voor de 2 monitoringspunten.

4.6 Combinatie macrofyten en fyto benthos tot waterflora

Om de klasse van het kwaliteitselement 'waterflora' te bepalen worden de resultaten van macrofyten en fyto benthos gecombineerd.

Hiervoor wordt aangenomen dat beide organismegroepen evenwaardige indicatorgroepen zijn en dus evenzwaar mogen doorwegen voor het kwaliteitselement 'waterflora'. Het 'one-out all-out' principe wordt daarom niet toegepast maar het gemiddelde van de 2 gevonden waarden wordt genomen.

Deze middeling zonder transformatie is mogelijk doordat beide organismegroepen eenzelfde klassenindeling hebben. Dezelfde klassen worden behouden voor het het kwaliteitselement waterflora. Dit geeft volgende klasseindeling:

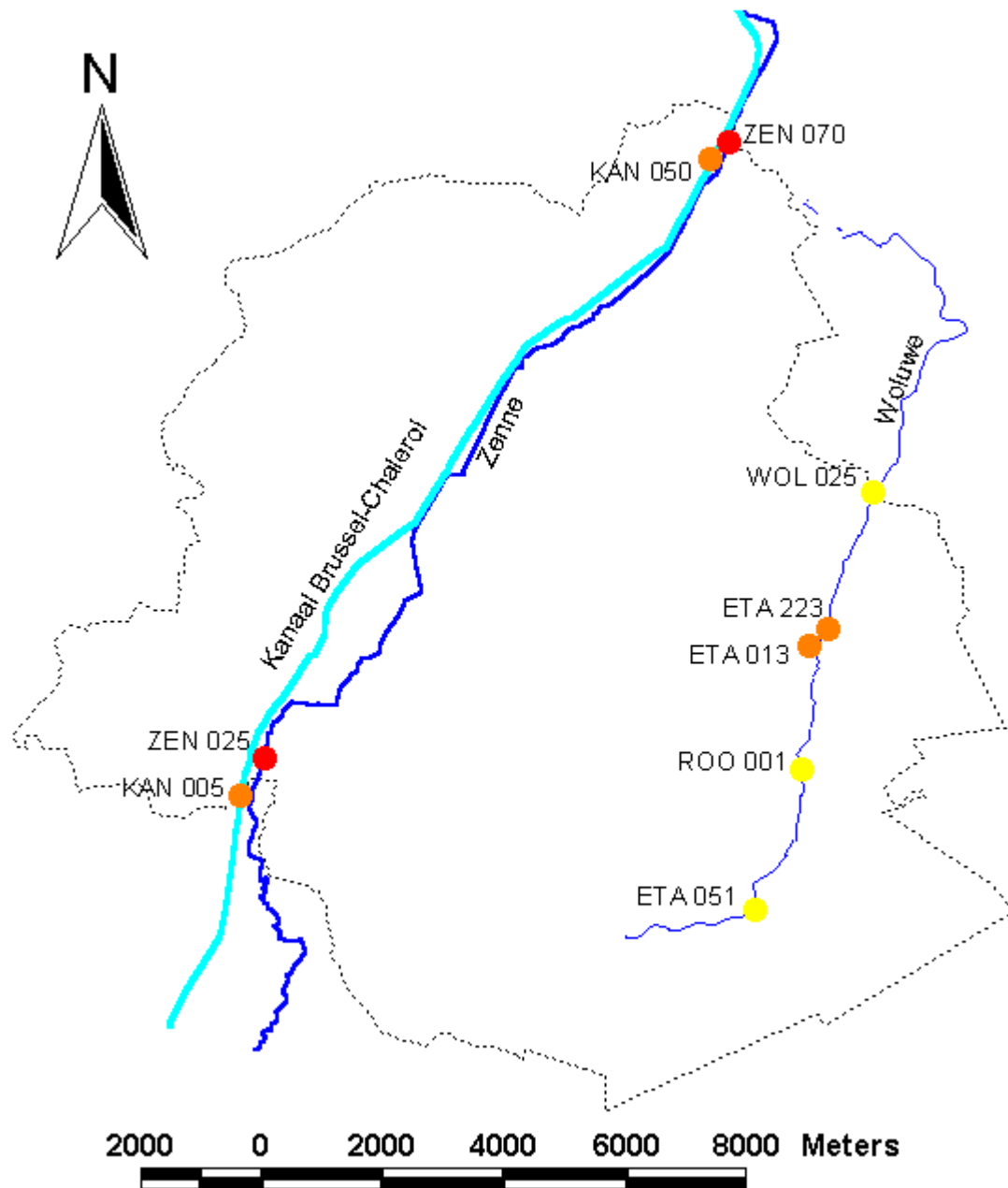
- MEP = 1
- GEP \geq 0.7
- $0.3 \leq$ matig $<$ 0.7
- $0.1 \leq$ ontoereikend $<$ 0.3
- slecht $<$ 0.1

De gevonden resultaten worden getoond in tabel 3-14 en op kaart 3-2.

Tabel 3-29: Eindbeoordeling waterflora. Dit is de combinatie van fyto benthos en macrofyten door middeling van de afzonderlijk gevonden waarden.

	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA051	ETA223	ETA013
Macrofyten	NVT	0.58	0	0	NVT	NVT	0.43	0.20	0.26
Fyto benthos	0.4	0.3	0.12	0.08	0.12	0.28	NVT	NVT	NVT
WATERFLORA	0.4	0.44	0.06	0.04	0.12	0.28	0.43	0.20	0.26

Voor de onderzochte monitoringspunten geeft dit voor het kwaliteitselement waterflora een **'matige'** beoordeling voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen, voor de Roodkloosterbeek en voor de Grote vijver van Bosvoorde. Tot de klasse **'ontoereikend'** behoren het Kanaal, de lange vijver van het Woluwe park en de vijver van TerBronnenpark. De Zenne behoort tot de klasse **'slecht'** (tabel 3-14).



Kaart 3-3: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement waterflora (= macrofyten + fyto benthos). Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing

5. Fytoplankton

Definitie fytoplankton:

Fytoplankton zijn microscopische, niet vastgehechte planten die gevonden worden in zoetwater en marine ecosystemen. Ze zijn afhankelijk van licht en nutriënten en zijn te vinden in de eufotische zone van de bovenste lagen van zoetwatermeren, reservoirs en vijvers (Findlay & Kling, ongedateerd).

Fytoplankton wordt in de KRLW als kwaliteitselement vermeld voor meren. Voor rivieren wordt het fytoplankton wel vermeld in annex V 1.2.1, maar niet in annex V 1.11. Volgens ECOSTAT (2003) is men hierdoor vrij om te kiezen of men dit element al dan niet gebruikt in de beoordeling van de waterkwaliteit van stromende wateren. Fytoplankton kan best gebruikt worden indien nodig en nuttig, vooral in grote rivieren kan fytoplankton belangrijk zijn. Volgens Stevenson & Bahls (1999) kan men in de grote, traag stromende rivieren fytoplankton zelf als alternatief voor fyto bentos gebruiken.

Algemeen kan men echter stellen dat fytoplankton enkele belangrijke nadelen heeft in kleine stromen en beken waardoor dit kwaliteitselement hier niet gebruikt wordt. Enkele voorbeelden van deze nadelen zijn:

- Methoden voor het gebruik zijn niet goed ontwikkeld (Nöges *et al.*, 2003).
- Door de korte retentietijd van het water kan de fytoplanktongemeenschap zich niet ontwikkelen. De hogere vegetatie op de rivieroever en de blootstelling aan licht zal meer invloed hebben op het fytoplankton dan de waterkwaliteit (Nöges, 2003).
- In vele rivieren is driftmateriaal belangrijker dan echt plankton (Triest *et al.*, 2001).
- Autochtoon plankton wordt in min of meerdere mate aangevuld met mogelijke contaminaties van zowel levende als dode cellen en kiezelschaaltjes afkomstig van bovenlopen, zijrivieren, overstorten, overlopen van vijvers, etc. (Triest *et al.*, 2001).

5.1 Voor- en nadelen van fytoplankton

Net zoals de overige organismegroepen, heeft fytoplankton voor- en nadelen voor de bepaling van waterkwaliteit. Deze zijn terug te vinden in tabel 4-1.

Tabel 4-30: Voor- en nadelen van het gebruik van fytoplankton voor de bepaling van waterkwaliteit. Samengesteld uit: Findlay & Kling (ongedateerd), Stevenson & Pan (1999), Triest *et al.* (2001), Murphy *et al.* (2002), Nöges *et al.* (2003).

	Voordelen	Nadelen
Rol in soortengemeenschap	<ul style="list-style-type: none"> - Fytoplankton is een essentieel onderdeel van de voedselketen doordat het organisch materiaal en zuurstof produceert. 	
Indicatorwaarde	<ul style="list-style-type: none"> - Ze zijn gevoelige indicatoren van milieustress. - Algen reageren snel op de verandering in waterkwaliteit door hun hoge reproductiesnelheid (ze hebben een turn-over tijd in de grootte-orde van enkele dagen). - Ze worden beïnvloed door fysische, chemische en biologische factoren, waardoor ze waardevol zijn in monitoringsprogramma's - Fytoplankton zorgt voor een goede indicatie van de trofiegraad van het meer -dit kan bv. gemeten worden als concentratie Chlorofyl-a (Chl-a)- en reageert snel en voorspelbaar op veranderingen in nutriëntstatus in het meersysteem. - Planktonische diatomeeën hebben een ruimtelijk integrerend karakter potentieel. Een algemeen beeld van de ecologische situatie op het niveau van stroomsegmenten of zelfs stroombekkens kan verkregen worden 	
Monitoring	<ul style="list-style-type: none"> - Er bestaan relatief gestandaardiseerde methoden voor de evaluatie van eigenschappen i.v.m. functionele en niet-taxonomische structuur van de algengemeenschappen (biomassa, Chl-a metingen) - Staalname is simpel, niet duur, kan met enkele personen uitgevoerd worden en heeft een minimale impact op de aanwezige organismen. - Chl-a analyse is goedkoop en kan snel gebeuren. 	<ul style="list-style-type: none"> - Planktonische diatomeeën hebben geen constante biomassa en verspreiding.

5.2 Methodologie

Bij fytoplankton wordt biomassa, abundantie en soortensamenstelling opgemeten. De verschillende stalen worden meestal op dezelfde manier genomen, maar soortensamenstelling wordt bestudeerd door identificatie en tellingen terwijl de biomassa en abundantie gemeten wordt aan de hand van Chl-a en/of als cellen per ml of celvolume per ml.

5.2.1 Staalname

Fytoplanktonstalen kunnen genomen worden met een planktonnet, waterhapper, plasticen staalnamebuizen, steekbuis, emmer, Het planktonnet geeft informatie over de soortensamenstelling en kan helpen bij de identificatie van zeldzame soorten, maar kan niet gebruikt worden om het aanwezige plankton te tellen of om de biomassa te schatten. Voor deze kwantitatieve schatting maakt men het best gebruik van de andere methoden (Findlay & Kling, ongedateerd).

De stalen kunnen op verschillende **diepten** genomen worden. Hoewel fytoplankton vrij homogeen gemixt is in het water, kan een onevenwichtige horizontale distributie een bron van staalnamefouten zijn (Findlay & Kling, ongedateerd). In de Brusselse vijvers is dit echter geen probleem want dit zijn ondiepe en hierdoor goed gemixte vijvers. In deze goed gemengde wateren is het voldoende om de bovenste halve meter te bemonsteren. In de diepere wateren -waar stratificatie optreedt- wordt een mengmonster verzameld van de bovenste 5m van de waterkolom (van den Berg, 2004b).

De **staalnamefrequentie** hangt af van het doel van het onderzoek. Indien men bv. de seizoensdynamiek wil waarnemen dan is een 2 wekelijkse tot maandelijks staalname noodzakelijk (Findlay & Kling, ongedateerd). Voor de toestand- en trendmonitoring schrijft de KRLW een lagere frequentie voor, nl. 1 maal per 6 maanden. Deze frequentie is volgens van den Berg (2004b) voldoende om de soortensamenstelling van de negatieve en positieve soorten te bepalen. De metingen worden het beste uitgevoerd in het voor- en najaar. Voor de bepaling van de gemiddelde abundantie is waarschijnlijk een hogere meetfrequentie noodzakelijk. Hier hangt het aantal benodigde monsters af van de spreiding over het seizoen in het betreffende watertype en de gewenste precisie waarmee uitspraken gedaan moeten worden. Gevoelsmatig lijkt 6 maal per jaar voldoende voor vijvers en meren, maar dit moet nader worden onderzocht (van den Berg, 2004b).

De stalen kunnen onmiddellijk **geconserveerd** worden met alkaline Lugol, natrium thiosulfaat en gebufferde formaline. Ze worden koel en in het donker bewaard (van den Berg, 2004b; Peretyatko, pers. comm.).

5.2.2 Identificatie en telling

Identificatie van fytoplankton gebeurt tot op genusniveau met behulp van een inversie microscoop (Peretyatko, pers. comm), maar de identificatie kan bevorderd worden door het gebruik van een elektronenmicroscoop. De soortenidentificatie is gebaseerd op morfologische eigenschappen, cellulaire structuur, kleur, grootte en celverdeling (van den Berg, 2004b). De identificatie is niet gemakkelijk, maar wel zeer belangrijk. Aangezien fytoplanktonsoorten continu beschreven en geclassificeerd worden, is het belangrijk om de recente identificatiesleutels te gebruiken die relevant zijn voor de geografische regio waarin de staalname gebeurt (Findlay & Kling, ongedateerd). Daarnaast is het ook interessant dat de onderzoeker de levenscyclus van de verschillende algen kent aangezien het fytoplankton snel van grootte kan veranderen in de reproductieve fasen.

Enkel levend lijkende cellen worden **geteld** en celfragmenten worden niet meegeteld. Findlay & Kling (ongedateerd) stellen volgende telmethode voor:

- De telling gebeurt op bewaarde stalen.
- Cellen groter dan 15 μm worden geïdentificeerd en geteld op verschillende transecten die meer dan 50% van het oppervlak bevatten. Cellen kleiner dan deze grens worden geteld op een enkel transect van 200 μm breed in het centrum van de telkamer.
- Voor kolonies wordt een klein deel van de kolonie geteld en de rest van het aantal cellen wordt dan aan de hand hiervan geschat.
- Minstens 400 tot 600 cellen moeten geteld worden om zeker te zijn dat de telling representatief is voor het staal.

5.2.3 Abundantieschatting

De abundantie van fytoplankton kan op verschillende manieren bepaald worden. Zo kan men werken met (van den Berg, 2004b):

- de dichtheid van individuele fytoplanktonorganismen (aantal cellen per ml)
- het volume van deze cellen als fractie van het volume water (biovolume in mm^3 per m^3)
- het Chl-a gehalte, het pigment dat in al het fytoplankton aanwezig is en uitgedrukt wordt als concentratie in het water ($\mu\text{g Chl-a l}^{-1}$)

Het beschrijven van de abundantie op de **eerste manier** (dichtheid van individuele planktonorganismen) heeft enkele nadelen. Zo moet hierbij alles –dus ook indifferente soorten en niet te determineren algen- geteld worden. Daarnaast vermindert de reproduceerbaarheid hiervan door de verschillen in definitie van individuen en de verschillen in begrenzing van het fytoplankton dat geteld wordt (bv. doen algen $< 2\mu\text{m}$ ook mee?).

De uitdrukking in **Chl-a** daarentegen heeft verschillende voordelen (van den Berg, 2004b):

- het is relatief eenvoudig en betrouwbaar te bepalen
- Chl-a is reeds lang een belangrijke biologische parameter in de huidige praktijk van monitoring
- Chl-a concentratie is een goede graadmeter voor effecten die fytoplankton kan hebben op andere organismen in het ecosysteem. Voor de KRLW speelt dit een belangrijke rol aangezien de negatieve effecten van algengroei op andere organismen hierin specifiek werden opgenomen bij de kwaliteitsbeschrijving van het element fytoplankton.
- Chl-a gehalte is van grote invloed op de hoeveelheid licht die in de waterkolom doordringt. Dit is belangrijk omdat de hoeveelheid licht die op de bodem valt de levenskansen van andere primaire producenten zoals fyto-benthos en macrofyten bepaalt.
- Chl-a gaat in internationaal verband gebruikt worden om de beoordeling te harmoniseren.
- Men gaat ervan uit dat er een verband is tussen het gehalte aan nutriënten en het gehalte Chl-a. Dit zorgt ervoor dat men hierdoor een maatlat vanaf Chl-a opzetten.

Voorgestelde methode:

Staalname

- Per site worden 4 tot 8 stalen genomen met een plasticen staalnamebuis van gekende diameter en met een lengte van ca. 70cm. De verschillende stalen worden samengevoegd tot een gemengd staal. Dit kan als representatief voor de volledige waterkolom gezien worden aangezien de vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest ondiep en dus goed gemixt zijn.
- De KRLW vraagt minstens 2 maal per jaar een staalname, dit gebeurt het beste in het voorjaar (april-mei) en op het einde van de zomer (augustus-september). Voor de voorgestelde beoordelingsmethode zijn meer metingen nodig, minstens 5 metingen moeten worden uitgevoerd tijdens de algengroei periode van ca. maart tot september.
- De stalen worden in het veld gefixeerd met alkaline Lugol, sodium thiosulfaat en gebufferde formaline. Ze worden bewaard op kamertemperatuur in het donker.

Identificatie en telling

- 500ml van het staal wordt gebruikt voor de identificatie en de telling.
- Identificatie gebeurt tot op genus niveau.
- Een inversie microscoop wordt gebruikt en een elektronenmicroscoop kan de identificatie verbeteren.

Abundantieschatting

- Op basis van Chl-a

5.3 Beoordelingssysteem

Fytoplankton wordt reeds gebruikt voor de indeling van meren in verschillende trofie typen, maar het gebruik ervan voor het bepalen van de waterkwaliteit is minder besproken.

Voor de beoordeling van het kwaliteitselement fytoplankton vraagt de KRLW dat er gekeken wordt naar de soortensamenstelling, abundantie en biomassa hiervan.

Naast deze 3 hoofdparameters worden voor de kwaliteitsklassen nog enkele andere parameters aangehaald waar naar gekeken moet worden. Dit zijn overwegend kwantitatieve gegevens die met behulp van monitoringgegevens en experten-beoordeling bepaald kunnen worden. Voor het fytoplankton zijn dit de volgende (Breukel, 2003):

- Frequentie en intensiteit van de planktonbloei.
- Mate waarin versnelde groei van algen (te zien in biomassa en abundantie) leidt tot ongewenste verstoring van andere biologische en van fysisch-chemische kwaliteitselementen (doorzicht wordt hierbij expliciet genoemd).

In het **Zweedse systeem** (SEQC = Swedish Environmental Quality Criteria) worden 6 ecologische variabelen gebruikt (Swedish EPA, 2000; Murphy *et al.*, 2002). Voor de verschillende variabelen zijn typespecifieke grenzen vastgelegd voor de referentietoestand en voor afwijkingen hiervan. De variabelen zijn:

- Totale volume fytoplankton (seizoenaal – gemiddelde van mei tot oktober en van augustus). Hiervoor worden de metingen van 3 opeenvolgende jaren gebruikt. Hiermee wordt de trofie bepaald die varieert van oligotroof tot hypereutroof (zie tabel 4-2).
- Chl-a (seizoenaal – gemiddelde van mei tot oktober en van augustus). Hierbij wordt gewerkt met het principe dat de Chl-a concentratie direct gerelateerd is aan het totale volume van algen. Ook hiermee kan de trofie bepaald worden (zie tabel 4-2).
- Diatomeeën (seizoenaal – gemiddelde van mei tot oktober en van augustus)
- Waterbloei van cyanobacteriën (augustus)
- Biomassa van *Gonyostomum semen* (augustus)
- Mogelijk toxine-producerende cyanobacteriën (augustus). Het aantal van deze genera cyanobacteriën kunnen gezien worden als indicator van lange-termijn algengerelateerde problemen in water. Algemene genera cyanobacteriën waarvan geweten is dat ze toxines kunnen produceren in zoetwater zijn: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Gloeotrichia*, *Microcystis*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*) en *Woronichinia* (*Gomphosphaeria*).

Dit systeem werd uitgewerkt voor grote meren en is hierdoor niet direct toe te passen op de vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Tabel 4-31: Grenzen biomassa fytoplankton en Chl-a concentratie zoals bepaald bij SEQC. (bron: Swedish EPA, 2000)

Klasse	Totale biomassa fytoplankton (mm ³ /l)		Chl-a (µg/l)		Trofie
	mei-okt	aug	mei-okt	aug	
1	<0.5	<0.5	<2	<2.5	Oligotroof
2	0.5-1.5	0.5-2	2-5	2.5-10	Mesotroof
3	1.5-2.5	2-4	5-12	10-20	Eutroof I
4	2.5-5	4-8	12-25	20-40	Eutroof II
5	>5	>8	>25	>40	Hypereutroof

USEPA (1998) stellen enkele biologische parameters voor de beoordeling van waterkwaliteit bij het gebruik van fytoplankton (tabel 4-3).

Tabel 4-32: Mogelijke parameters voor fytoplankton (naar USEPA, 1998).

Parameter	Antwoord op stress
% Cyanobacteria	Verhoogd bij eutroficatie
% Chlorophyta	
% Diatomeeën	Onderdrukt bij eutroficatie
% Chrysophyta	
% Anabaena, Aphanizomenon, Microcystis	Blauw-groen algen en koloniale groenalgen verhogen bij eutroficatie.
% centrische diatomeeën (of totaal aan diatomeeën)	
% Volvocales	
% Euglenophyta	
% Dinoflagellates	
Aantal taxa	
Diversiteit	Laag bij stressomstandigheden
% dominantie	Laag bij stressomstandigheden
Lange-Bertalot index (polutie tolerantie index, Bahls 1993)	Hoog bij stressomstandigheden
Aan- afwezigheid van indicator soorten	Lagere waarde bij organische vervuiling
	Reageren op specifieke stressoren

5.3.1 Soortensamenstelling

Naar de beoordeling van de soortensamenstelling is in Nederland al veel onderzoek gebeurd. Men heeft er voor een benadering op basis van indicatorsoorten gekozen waarbij men werkt met positieve, negatieve en indifferente soorten (van den Berg, 2004b). De **positieve** indicatorsoorten zijn indicatief voor de afwezigheid van een significante menselijke beïnvloeding. Deze positieve soorten bestaan geheel uit de groep van de sialgalen (Desmidiaceeën). De sialgalen zijn als groep makkelijk te herkennen en zijn een zeer goede indicator voor de kwaliteit van het water. Ze gedijen echter niet of nauwelijks in stromende wateren waardoor ze niet gebruikt kunnen worden voor rivieren. De **negatieve** indicatorsoorten zijn indicatief voor de aanwezigheid van een significante menselijke beïnvloeding, waarbij eutrofiëring de belangrijkste druk is. Veel algensoorten profiteren indirect van eutrofiëring, omdat zij goed zijn aangepast aan een slecht lichtklimaat, of in een niet-verbrasmend meer door zoöplankton zouden worden opgegeten. De **indifferente** soorten zijn deze soorten die niet aan 1 van beide vorige groepen kunnen worden toegekend. De indicatorsoorten zijn vastgesteld op basis van expertbeoordeling, gebruik makend van bestaande data van Nederlandse beste en slechtste meren en van gepubliceerde inzichten omtrent fytoplanktonecologie. Zo werd de referentietoestand en het beoordelingssysteem opgesteld aan de hand van de aanwezigheid van de positieve en negatieve indicatoren. Uitgangspunt voor de beoordeling is dat in goede wateren geen of weinig negatieve indicatoren vóórkomen en veel positieve indicatoren. In slechte wateren is het tegenovergestelde te zien (van den Berg, 2004b).

5.3.2 Abundantie

Voor de beoordeling van abundantie wordt met de metingen van Chl-a gewerkt. Zoals reeds getoond in het Zweedse SEQC systeem, kunnen de Chl-a waarden gebruikt worden om de trofie van een meer te bepalen. Naar de beoordeling van de ecologische kwaliteit van het water aan de hand hiervan is echter nog niet zoveel onderzoek gebeurd.

In Nederland heeft men voor verschillende meertypes reeds een eerste stap gezet in de richting van de beoordeling aan de hand van Chl-a. Om de referentie -en nadien de klassengrenzen- van concentratie Chl-a te bepalen kan men werken met de natuurlijke achtergrondconcentratie van totale P (TP). Het P-gehalte van het water legt een maximum op aan het Chl-a gehalte. De referentiewaarde van P kan daarom als basis dienen voor het berekenen van het Chl-a gehalte dat in de referentiecondities aanwezig kan zijn (van den Berg, 2004). De referentiewaarde van TP kan berekend worden op basis van de gemeten of berekende alkaliniteit en de gemiddelde diepte met behulp van de regressievergelijking van Vighi en Chiaudani (1985) die gebaseerd is op verschillende typen meren in USA, Canada, Duitsland en Italië (van den Berg, 2004). De diepte van de vijvers in Brussel zijn echter te gering om een regressie te gebruiken.

De concentratie Chl-a op zich kan ook niet alles zeggen over de ecologische kwaliteit. Hoewel een laag Chl-a gehalte noodzakelijk is voor een goede ecologische toestand, wil dit niet perse zeggen dat het systeem ecologisch als zeer waardevol kan bestempeld worden. Hiervoor moet namelijk ook aan andere criteria voldaan worden zoals bijvoorbeeld lage nutriëntenconcentraties en/of uitgebreide macrofytenvegetaties.

Voor de vijvers is trofiebepaling op basis van de totale P is waarschijnlijk niet de beste methode. De trofiebepalingen op basis van totale P zijn afgeleid van waarden voor grote stilstaande meren met thermoklien. De onderzochte vijvers vertonen echter een continue menging door hun beperkte diepte, de windwerking, de fauna en de snelle doorstroming

(Bocquet, 2004). Het is ook zo dat niet alle P gemeten wordt bij TP metingen, het is namelijk zo dat ook macrofyten en vissen een gedeelte van de totale P bezitten.

5.3.3 Integratie soortensamenstelling en abundantie (van den Berg, 2004b)

Om een kwaliteitsklasse van het waterlichaam te kunnen bepalen is het noodzakelijk om de 2 maatlatten (soortensamenstelling en abundantie) om te zetten naar 1 beoordeling. Dit kan op verschillende manieren gebeuren. Zo wordt vaak het 'one out- all out' principe toegepast waarbij de laagste score behouden blijft. Daarnaast kan men er echter ook van uitgaan dat de meest gunstige waarde behouden blijft door aan te nemen dat indien een deel van de beoordeling goed scoort, de rest van de maatlat wel zal verbeteren. Een derde optie is een rekenkundige middeling van de maatlatten na transformatie naar een 0 tot 1 schaal met gelijke klassenbreedte. Voordeel hieraan is dat schaaffecten van verschillende deelmaatlatten vergelijkbaar worden gemaakt. Een nadeel is dat uit een getransformeerde EQR niet meer direct de afstand tot de referentie is te herleiden.

5.3.4 Voorgestelde beoordelingssysteem

Aangezien er nog veel onzekerheden zijn, maken we het voorstel om een ecologische beoordeling van het fytoplankton te baseren op meer dan enkel de fytoplanktongemeenschap. Hierbij wordt rekening gehouden met de specifieke situatie van “sterk veranderde” en “kunstmatige” waterlichamen. De methodologie is geïnspireerd en de haalbaarheid ervan is getoetst op 17 vijvers waarvan het fytoplankton kon worden opgevolgd gedurende twee seizoenen.

De methodologie is gebaseerd op 6 variabelen (steeds gemiddelden van 5 metingen tijdens de algengroei periode van ca. maart tot september):

1. Run-off score d.m.v. conductiviteit
2. Totaal fosfaat
3. Fytoplankton abundantie in cellen/ml
4. Fytoplankton abundantie in pigment
5. Zuurstofverzadiging
6. Cyanobacteriënbloei

Het gebruik van deze variabelen kan gestaafd worden met volgende argumentatie:

1. Het fytoplankton in het Kanaal is nog ongekend qua variabiliteit en qua interactie met de scheepvaart. Daarom wordt in de methodologie ook de **storingsfactoren** en bepalende **nutriënten** beschouwd. Dezelfde storingsfactoren zoals verhoogde invoer van stedelijke run-off, stooizouten, totaal fosfaat en zuurstofverzadiging zijn geldig voor de vijvers. Een maat voor de stedelijke **run-off** invloed is o.a. de **conductiviteit**.
2. De **fytoplankton**samenstelling wordt beoordeeld volgens de aanwezigheid /afwezigheid van cyanobacteriën en niet diepgaander volgens de overige algengroepen (groenalgen, kiezelalgen, ...).
3. De **fytoplankton**abundantie wordt beoordeeld volgens twee verschillende metingen, namelijk het aantal cellen/ml van een gemengd staal en de concentratie van de belangrijkste pigmenten.

Omwille van deze argumentatie wordt voor de bepaling van het MEP en van de beoordelingsklassen en hun grenzen een metrisch systeem vooropgesteld voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Momenteel zijn er te weinig gegevens voorhanden om na te gaan of de combinatie van deze uitgekozen variabelen toelaten dat enerzijds te grote schommelingen of aberraties veroorzaakt door 1 variabele tot een te verkeerde beoordeling zou leiden en

anderzijds dat het potentieel voor positieve indicatoren benadrukt wordt, eerder dan een nadruk op de negatieve indicatoren. Het gebruik van gevoelige soorten (of positieve indicatoren) behorende tot de sialgen (Desmidiaceae) werd voorlopig niet beschouwd in de methodologie.

De methodologie werd voor het Kanaal aangepast voor wat betreft de totale chlorofyl en phaeofytine concentratie. Bij dit waterlichaam is een ecologische integriteit met andere biotische componenten zoals submerse macrofyten niet mogelijk.

Elke gebruikte variabele heeft een eigen klassenindeling (tabel 4-4) en voor elk van deze klassen worden getalwaarden toegekend gaande van 0-5 (meestal getalwaarden 0, 1, 3, 5). Het gemiddelde van deze scores en het schalen van 0-1 levert de **uiteindelijk beoordeling** op voor de component 'fytoplankton' (tabel 4-5). Op dit niveau wordt geen gebruik gemaakt van het 'one out – all out' principe.

De klassengrenzen zijn arbitrair gekozen en slechts indicatief voor de mogelijkheid van de methodologie (tabel 4-5). Een groot aantal originele metingen voor voornamelijk het kanaal zijn noodzakelijk om deze methode beter te kunnen valoriseren. Voor wat betreft de vijvers kon gebruik gemaakt worden van een eerste reeks gegevens uit 2002-2004 om de bruikbaarheid te toetsen op meerdere vijvers uit de Woluwevallei.

Tabel 4-33: Mogelijkheid tot gebruik van enkele variabelen voor de beoordeling van fytoplankton op basis van een voorkennis op enkele vijvers (helemaal geen voorkennis op kanalen).

	Score
1. Run-off score d.m.v. conductiviteit (5 metingen van maart-september)	
Gemiddeld 800-1000 μS met piekwaarden boven 1000 μS	0
Gemiddeld 700-800 μS met piekwaarden boven 800 μS	1
Gemiddeld 700-800 μS	3
Steeds lager dan 700 μS	5
2. Totaal fosfaat (5 metingen van maart-september)	
Piekwaarden boven 1000 $\mu\text{g P/l}$	0
Gemiddeld 500-1000 $\mu\text{g P/l}$	1
Gemiddeld lager dan 500 $\mu\text{g P/l}$ maar met piekwaarden tot 1000 $\mu\text{g P/l}$	3
Steeds lager dan 500 $\mu\text{g P/l}$	5
3. Fytoplankton abundantie in cellen/ml (5 metingen van maart-september)	
Gemiddelden hoger dan 20000 cellen/ml	0
Gemiddelden hoger dan 5000 cellen/ml	1
Gemiddelden tussen 1000 en 5000 cellen/ml	3
Steeds lager dan 1000 cellen/ml	5
4. Fytoplankton abundantie in pigment (5 metingen van maart-september)	
Chl-a + phaeophytine $\geq 120\mu\text{g/l}$ - indien geen beheerde visvijver	0
Chl-a + phaeophytine $\leq 120\mu\text{g/l}$ - indien submerse macrofyten afwezig	1
Chl-a + phaeophytine $\geq 120\mu\text{g/l}$ - indien beheerde visvijver (of indien een kanaal)	3
Chl-a + phaeophytine $\leq 120\mu\text{g/l}$ - indien submerse macrofyten aanwezig (of indien kanaal)	5
5. Zuurstofverzadiging (5 metingen van maart-september)	
Maximum $\leq 110 \text{ O}_2\%$	1
Maximum $\geq 110 \text{ O}_2\%$	5
6. Cyanobacteriënbloei (5 metingen van maart-september)	
Meerdere perioden met cyanobacteriënbloei	0
Gemiddeld matige abundantie met 1 cyanobacteriënbloei	1
Gemiddeld lage abundantie	3
Gemiddeld zeer lage abundantie	5

Tabel 4-34: Klassenindeling voor fytoplankton. De klassengrenzen werden arbitrair gekozen en zijn slechts indicatief voor de mogelijkheid van de methodologie. De EQR van een waterlichaam wordt bekomen door het gemiddelde te nemen van de waarden verkregen voor de verschillende variabelen en dit gemiddelde te schalen van 0 tot 1.

Metrieke	Gemiddelde	Grenzen	EQR
MEP	5	5	1
GEP	≥ 3.5	≥ 3.5	≥ 0.7
M	$1.5 \leq x < 3.5$		$0.3 \leq x < 0.7$
O	$0.5 \leq x < 1.5$		$0.1 \leq x < 0.3$
S	< 0.5		< 0.1

Het voorgestelde systeem is een indicatie voor een mogelijke methodologie en er is nog niet veel geweten over het effect van fouten in de staalname, metingen, tellingen. De grenzen werden arbitrair vast gelegd en kunnen bij verder onderzoek nog veranderen.

5.4 Referentietoestand voor fytoplankton

5.4.1 Natuurlijke referentietoestand

Over de natuurlijke referentietoestand van de vijvers en het Kanaal voor fytoplankton is niet veel geweten.

Enkele gegevens werden toch in oudere artikels gevonden. Zo melden Conard & Ledoux (1927) dat ze in een vijver bij het Roodklooster volgende genera Desmidiaceae waarnamen:

- *Pleurotaenium* sp.
- *Staurastrum* sp.
- *Cosmarium* sp.
- *Closterium* sp.

De drie eerste genera zijn indicatoren van een goede waterkwaliteit, het vierde genus (*Closterium* sp.) is daarentegen een indifferente soort die in minder goede omstandigheden kan voorkomen (J.J. Symoens, pers. comm.).

Piré & Miller (1877) vermelden de aanwezigheid van *Anabaena stagnalis* en *Cylindrospermum macrospermum* in de vijver van Bosvoorde in 1877 en in hetzelfde jaar melden ze ook de aanwezigheid van *Cladophora crispata* in stilstaand water bij het Roodklooster.

5.4.2 MEP

Het MEP wordt voorgesteld voor de vijvers en het Kanaal. Dit gebeurt niet voor de Zenne en de Woluwe aangezien fytoplankton niet als kwaliteitselement gebruikt wordt bij stromende wateren. Het MEP heeft volgens de voorgestelde beoordelingsmethode een EQR van 1 en voor het GEP is de EQR groter of gelijk aan 7.

5.4.2.1 Kanaal

Het MEP wordt bepaald voor water met minstens een goede kwaliteit. Dit is momenteel bij de Kanaal niet het geval, maar na verbetering hiervan moet het kanaalwater een goed ecologisch potentieel kunnen bereiken. Kanaal en Zenne staan in verbinding met elkaar (overstorten bij hevige regenval), maar na een verbetering van de chemische kwaliteit van de Zenne zou dit geen impact meer mogen hebben.

Het fytoplankton wordt niet gehinderd door de steile, artificiële oevers van het Kanaal aangezien het geen substraat nodig heeft. Het ondervindt wel een effect van de scheepvaart.

Het is namelijk zo dat de scheepvaart (turbulentie en golfslag) de algengroei qua abundantie kan beperken. Een waterloop of een kanaal met scheepvaart zal verstoord worden door enerzijds golfslag, niveauwijzigingen van het waterpeil en vooral door een verhoogde turbulentie met resuspensie tot gevolg. Vooral deze laatste variabele kan een negatief effect veroorzaken voor het MEP. De grootteorde van deze regelmatige omwoeling van sediment is niet gekend, evenmin als het effect op de fytoplanktongemeenschap en hun abundantie.

5.4.2.2 Vijvers

Voor het fytoplankton van de vijvers wordt een hoge abundantie aanzien als minder ecologisch waardevol dan frequent of laag/sporadisch. Heldere vijvers worden als positief beschouwd indien dit te wijten is aan biotische integriteit. Het bestaan van troebele vijvers wordt daarentegen als negatief beschouwd, tenzij dit te wijten is aan het gewijzigd gebruik (als beheerde visvijver) ervan.

Tabel 4-6 toont de morfologische condities van de vijvers en het effect ervan op het fytoplankton.

Tabel 4-35 : Morfologische eigenschappen van de vijvers en de invloed ervan op het fytoplankton

Morfologische eigenschap	Invloed op fytoplankton
De Lange Woluwe vijver heeft steile, stenen oevers	Dit is eventueel omkeerbaar. Het fytoplankton ondervindt er echter geen nadeel van, dit heeft geen substraat nodig aangezien het in het water zweeft.
Nergens dieper dan 2 meter	Dit betekent dat er geen stratificatie optreedt en de vijvers goed gemengd zijn. Lichtinhibitie komt op deze diepte nog niet voor en fytoplankton komt hierdoor over de hele waterkolom voor.
Gebruik als visvijver (vijver van Ter Bronnenpark)	Hierdoor zal de totale concentratie P stijgen.
De vijver van Bosvoorde is een doorstroomvijver voor de Vuilbeek en de Verdrongen Kinderen	Hierdoor verlaagt de retentietijd wat een daling in biomassa van het fytoplankton kan veroorzaken.

Voor de grenswaarde van **Chl-a** concentratie werd door Bocquet (2004) op basis van de alkaliniteit en de gemiddelde diepte de maximale Chl-a concentratie berekend voor de lange vijver van het Woluwe park (volgens van den Berg *et al.*, 2004b)¹³. Hierbij werd waargenomen dat de berekende maximale Chl-a concentratie (673.99 µg/l) sterk verschilde van de opgemeten Chl-a concentratie (92 µg/l). Door dit grote verschil –dat niet verklaard kon worden- is het verder werken met deze waarden af te raden.

De **soortensamenstelling** van gelijkaardige natuurlijke vijvers werd in Nederland reeds onderzocht (in Nederland behoren de vijvers tot het type M11, "kleine ondiepe gebufferde plassen"). Voor de referentietoestand werd daar bepaald dat daarin minstens 1 vitale populatie van een sieralgensoort uit de categorie van de zeer kieskeurige soorten (zie lijst) aanwezig moet zijn. Daarnaast moet men zonder veel inspanningen nog minstens 40 andere sieralgensoorten in een monster kunnen vinden (van der Molen *et al.*, 2004). Daarnaast vermeld van der Molen *et al.* (2004) nog het volgende over de referentietoestand: "*In de referentiesituatie treden hoogstens kortdurende bloeien op in het voorjaar van goudalgen (Dinobryon spp.; > 1000 cellen per ml), of kiezelalgen (Asterionella formosa; > 6000 cellen*

¹³ $\text{Log [P]} = 1,48 + 0,33 (\pm 0,09) * \text{Log (alk/z)}$, n=53, r=0.83
 $\text{Chl-a max} = 759 * [\text{P}]$

per ml, *Cyclotella ocellata* of *C. radiosa*; > 1000 cellen per ml) en in sommige gevallen dinoflagellaten (*Peridinium* sp.; > 100 cellen per ml), maar in ieder geval geen bloeien van blauwalgen, zoals *Planktothrix agardhii* (< 10000 draden per ml), *Aphanizomenon gracile* (< 2000 draden per ml), of *Anabaena* spp. (< 800 draden per ml), of kleine cryptophyceën (*Plagioselmis*/*Rhodomonas* < 10 000 cellen per ml). De tussen haakjes vermelde aantallen geven de grenswaarden waarboven gesproken wordt van een bloei. In de zomermaanden, wanneer zich een ondergedoken watervegetatie heeft ontwikkeld, is de biomassa van het fytoplankton laag, maar de soortenrijkdom hoog, met vertegenwoordigers uit de groepen groenalgen, (dino)flagellaten en blauwalgen, zonder dat sprake is van een bloei van één of twee soorten, zoals *Cryptomonas* (< 2000 cellen per ml)."

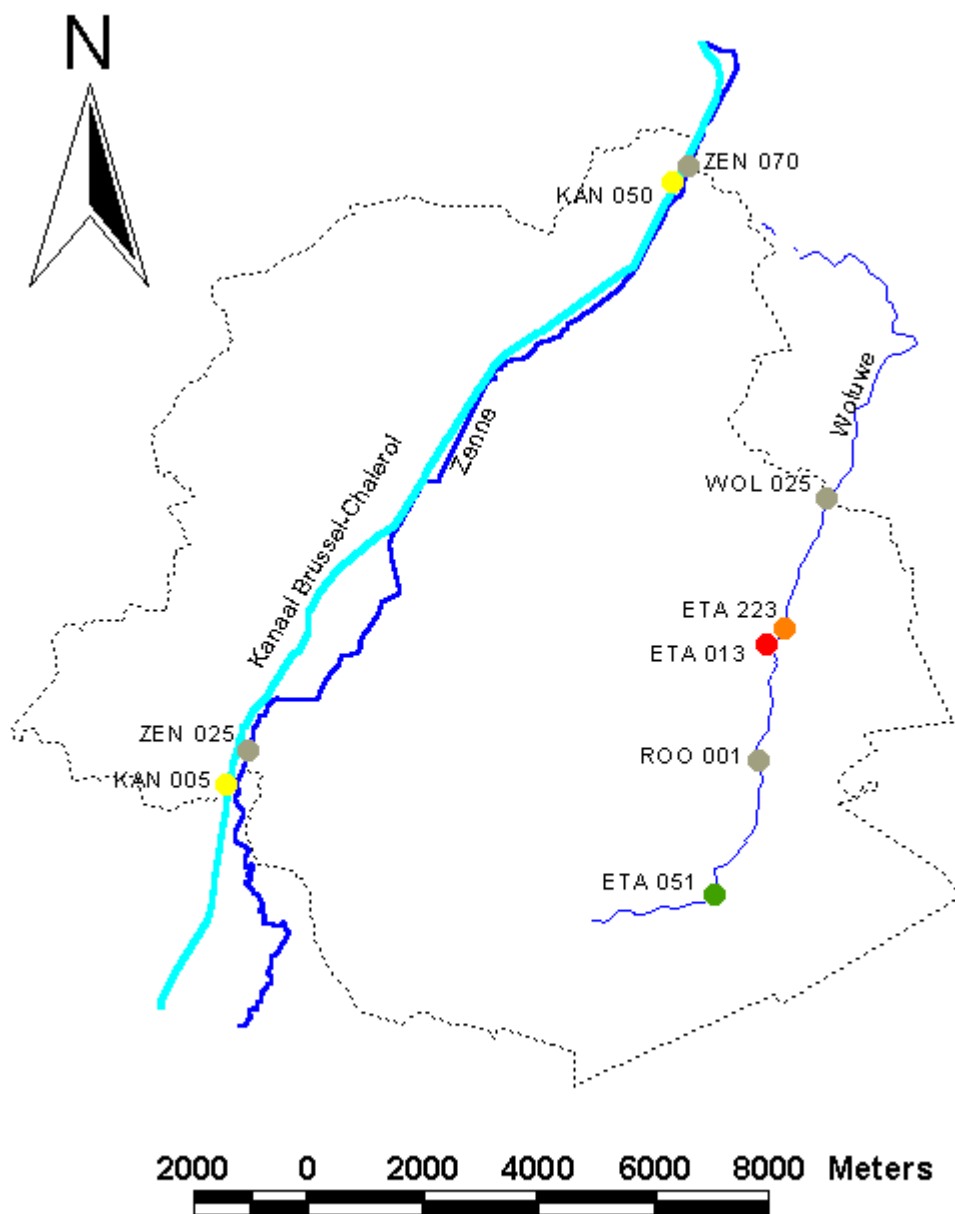
De zeer kieskeurige sieraalgsorten uit electrolytrijke wateren, zoals M11 (uit van den Berg, 2004b): *Actinotaenium turgidum*, *Heimansia pusilla*, *Cosmarium insigne*, *Micrasterias cruxmelitensis*, *Cosmarium protractum*, *Penium margaritaceum*, *Desmidium aptogonum*, *Staurastrum brebissonii*, *Euastrum germanicum*, *Staurastrum gladiusum*, *Gonatozygon monotaenium*, *Xanthidium cristatum*.

5.5 Resultaten fytoplankton opname Brussel

Staalname gebeurde voor het Kanaal in oktober 2004. De beoordeling van de vijvers is gebaseerd op 5 metingen die uitgevoerd werden van maart tot september. Voor de Zenne en de Woluwe gebeurden geen staalnamen aangezien fytoplankton niet als kwaliteitselement gebruikt wordt in kleine stromende wateren.

Voor de onderzochte waterlichamen worden bij deze resultaten 3 methoden besproken. Als eerste wordt telkens de **concentratie Chl-a** vergeleken met de grenswaarden opgesteld voor Zweden (tabel 4-2). Deze vergelijking is eerder informatief en dient om een idee te geven over de eutrofiëring van de waterlichamen. Als 2^{de} methode wordt de **soortensamenstelling** bekeken. Dit is louter informatief en door gebrek aan kennis hierover kan aan de hand hiervan nog geen beoordeling gemaakt worden. De 3^{de} methode is de in dit rapport **voorgestelde methode** die gebruikt maakt van 6 variabelen. De resultaten hiervan staan in tabel 4-9. De klasse die in deze methode bepaald wordt, is t.o.v. het 'lage' potentieel.

De resultaten bekomen met de voorgestelde beoordelingsmethode t.o.v. 'lage' potentieel worden ook weergegeven in kaart 4-1.



Kaart 4-4: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement fytoplankton. Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing.

5.5.1 Kanaal

Staalname in het Kanaal gebeurde in oktober 2004.

Chl-a

Chl-a werd opgemeten in het Kanaal bij het binnen komen en buiten gaan van het gewest. Volgende resultaten werden verkregen:

- Kan050 (Haren, Budabrug): 13 µg/l → volgens Zweedse systeem eutroof I
- KAN005 (Anderlecht, Ring west): 78 µg/l → volgens Zweedse systeem hypereutroof

Deze waarden tonen aan dat fytoplankton abundant aanwezig is in het Kanaal en dus relevant is als kwaliteitselement in dit waterlichaam. Daarnaast kan men uit de waarden echter afleiden dat de waterkwaliteit van het Kanaal 'ontoereikend' is voor Chl-a aangezien men een mesotroof water verwacht.

Soortensamenstelling

Verschillende genera fytoplankton werden in het Kanaal gevonden. Tabel 4-7 en figuur 4-1 geven de resultaten van de staalnamen in oktober 2004 weer (densiteit per divisie). Meer gedetailleerd (per genus) staan de resultaten in bijlage 9. Foto's van de soorten en van de staalname apparatuur zijn te zien in bijlage 10.

Closterium sp. werd nu in het Kanaal gevonden. Dit is een genus dat in 1927 door Conard & Ledoux gevonden werden in een vijver bij het Roodklooster.

Voorgestelde beoordelingsmethode

Volgens de voorgestelde methode (tabel 4-9) valt het Kanaal bij beide monitoringspunten voor de component fytoplankton in de klasse 'matig'.

Tabel 4-36: Densiteit van divisies fytoplankton gevonden in het Kanaal. Verklaring afkortingen: KAN050= het Kanaal ter hoogte van Buda/ Vilvoorde, KAN005= Kanaal in Anderlecht.

Divisie	Densiteit (cellen/ml)	
	Kan050	Kan005
Bacillariophyta	336	2142
Chlorophyta	1159	1611
Chrysophyta	0	9
Cryptophyta	70	247
Cyanobacteria	23	27
Dinophyta	23	9
Euglenophyta	35	46
Xanthophyta	35	73
Totaal	1681	4165

Het Kanaal valt volgens de voorgestelde methode in de klasse 'matig' voor de beide monitoringspunten.

5.5.2 Vijvers

De staalname van de vijvers gebeurde in september 2004.

Chl-a

Volgende resultaten werden voor Chl-a gevonden:

- De Lange vijver van het Woluwepark: 45 µg/l → volgens Zweedse systeem hypereutroof
- De vijver van het Ter Bronnenpark: 26 µg/l → volgens Zweedse systeem eutroof II
- De vijver van Bosvoorde: 15 µg/l → volgens Zweedse systeem eutroof I

Deze Chl-a waarden tonen een "ontoereikende" toestand, men verwacht hier mesotroof water.

Soortensamenstelling

In de 3 vijvers werd -net zoals bij het Kanaal- gekeken naar soortensamenstelling op niveau van divisie en genus. De resultaten voor de divisie worden weergegeven in tabel 4-8 en figuur 4-1 en deze per genus zijn te vinden in bijlage 9. Foto's van de soorten en van de staalname apparatuur zijn te zien in bijlage 10.

Voor de referentietoestand van het Nederlandse M11 type (kleine ondiepe gebufferde plassen) wordt er gesproken over de aanwezigheid van minstens 40 soorten (van der Molen *et al.*, 2004). Voor de 3 onderzochte vijvers zijn er enkel in de Lange vijver van het Woluwepark meer dan 40 soorten aanwezig aangezien hier 46 genera gevonden werden. In de vijver Van het Ter Bronnenpark werden 29 genera gevonden en in de vijver van Bosvoorde 33. Aangezien er niet tot op soort gedetermineerd werd, kan er niet bepaald worden of voor deze genera in totaal meer dan 40 soorten aanwezig waren. Naast de aanwezigheid van minstens 40 soorten word er door van der Molen *et al.* (2004) ook gesproken over de aanwezigheid van minstens 1 vitale populatie van kieskeurige sieraalgensoorten. Voor deze kieskeurige Desmidiaceae werden *Staurastrum* spp. (in de vijver Van het Ter Bronnenpark en in de Lange vijver van het Woluwepark) en *Cosmarium* spp. (in de Lange vijver van het Woluwepark) waargenomen, maar deze werden niet tot op soort gedetermineerd waardoor niet geweten is of dit de zeer kieskeurige *Staurastrum gladiusum*, *Staurastrum brebissonii*, *Cosmarium insigne*, *Cosmarium protractum* zijn.

Drie van de vier genera die in 1927 door Conard & Ledoux gevonden werden in een vijver bij het Roodklooster, zijn ook nu nog gevonden in minstens 1 vijver:

- *Pleurotaenium* sp.: werd niet meer waargenomen
- *Staurastrum* sp.: werd in de vijver Van het Ter Bronnenpark en in de Lange vijver van het Woluwepark gevonden
- *Cosmarium* sp.: werd in de Lange vijver van het Woluwepark gevonden
- *Closterium* sp.: werd in de vijver Van het Ter Bronnenpark en in de Lange vijver van het Woluwepark gevonden

Voorgestelde beoordelingsmethode

Volgens de voorgestelde methode (tabel 4-9) vallen de 3 vijvers in een andere klasse. De Grote vijver van Bosvoorde heeft een 'goede' toestand, De vijver van TerBronnenpark heeft

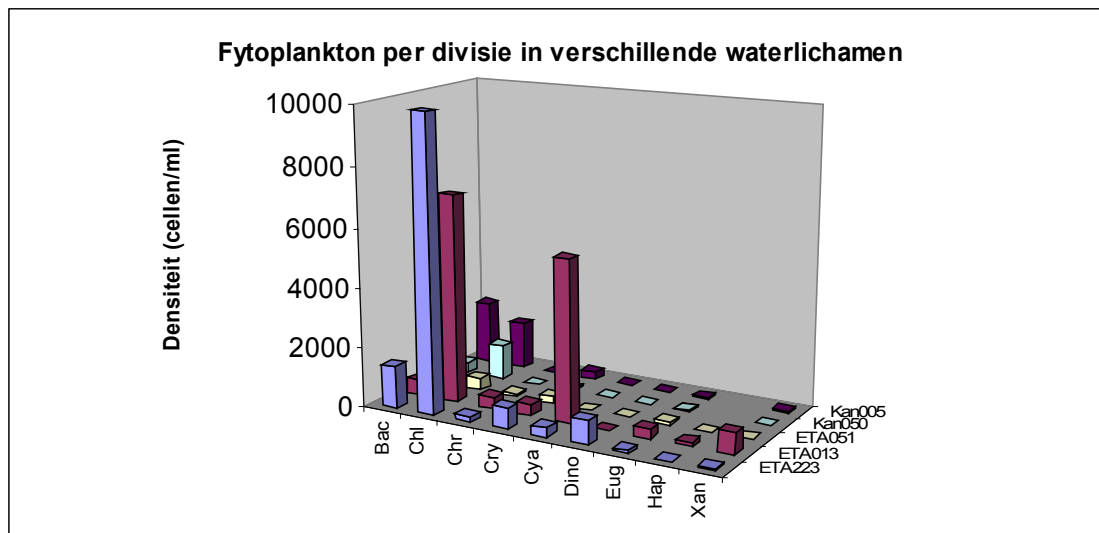
een 'ontoereikende' kwaliteit en de Lange vijver van het Woluwe park valt in de klasse 'slecht'.

Tabel 4-37: Densiteit van divisies fytoplankton gevonden in het vijvers. Verklaring afkortingen: ETA223 = Vijver van het Bronnenpark, ETA013 = Lange vijver van het Woluwepark, ETA051 = Grote vijver van Bosvoorde.

Divisie	Densiteit (cellen/ml)		
	ETA223	ETA013	ETA051
Bacillariophyta	1402	527	966
Chlorophyta	9888	6996	406
Chrysophyta	186	386	91
Cryptophyta	729	386	228
Cyanobacteria	300	5414	0
Dinophyta	815	0	11
Euglenophyta	85	316	102
Haptophyta	0	140	5
Xanthophyta	42	703	40
Totaal	13451	14872	1853

De voorgestelde beoordelingsmethode geeft volgend resultaat voor de onderzochte vijvers:

- De Grote vijver van Bosvoorde: klasse 'goed'
- De vijver van TerBronnenpark: klasse 'ontoereikend'
- De Lange vijver van het Woluwe park: klasse 'slecht'.



Figuur 4-6: Waargenomen densiteiten (cellen/ml) op de verschillende staalname punten. Verklaring afkortingen monitoringspunten: ETA223 = Vijver van het Bronnenpark, ETA013 = Lange vijver van het Woluwepark, ETA051 = Grote vijver van Bosvoorde, KAN050= het Kanaal ter hoogte van Buda/Vilvoorde, KAN005= Kanaal in Anderlecht. Afkortingen divisies: Bac= Bacillariophyta, Chl= Chlorophyta, Chr= Chrysophyta, Cry= Cryptophyta, Cya= Cyanobacteria, Din= Dinophyta, Eug= Euglenophyta, Hap= Haptophyta, Xan= Xanthophyta.

Tabel 4-38: Eindbeoordeling voor fytoplankton staalname volgens de preliminair uitgewerkte methodologie. Dit gebeurde voor de vijvers op basis van meer dan 5 metingen en voor het Kanaal op basis van 1 meting.

	ETA051	ETA223	ETA013	KAN005	KAN050
1. Run-off score d.m.v. conductiviteit (5 metingen van maart-september)					
Gemiddeld 800-1000 μ S met piekwaarden boven 1000 μ S	0		0	0	0
Gemiddeld 700-800 μ S met piekwaarden boven 800 μ S	1				
Gemiddeld 700-800 μ S	3	3			
Steeds lager dan 700 μ S	5	5			
2. Totaal fosfaat (5 metingen van maart-september)					
Piekwaarden boven 1000 μ g P/l	0	0	0		
Gemiddeld 500-1000 μ g P/l	1				
Gemiddeld lager dan 500 μ g P/l maar met piekwaarden tot 1000 μ g P/l	3			3	3
Steeds lager dan 500 μ g P/l	5	5			
3. Fytoplankton abundantie in cellen/ml (5 metingen van maart-september)					
Gemiddelden hoger dan 20000 cellen/ml	0	0			
Gemiddelden hoger dan 5000 cellen/ml	1		1		
Gemiddelden tussen 1000 en 5000 cellen/ml	3	3		3	3
Steeds lager dan 1000 cellen/ml	5				
4. Fytoplankton abundantie in pigment (5 metingen van maart-september)					
Chl-a + phaeophytine \geq 120 μ g/l - indien geen beheerde visvijver	0		0		
Chl-a + phaeophytine \leq 120 μ g/l - indien submerse macrofyten afwezig	1	1	1		
Chl-a + phaeophytine \geq 120 μ g/l - indien beheerde visvijver (of indien een kanaal)	3				3
Chl-a + phaeophytine \leq 120 μ g/l - indien submerse macrofyten aanwezig (of indien kanaal)	5			5	
5. Zuurstofverzadiging (5 metingen van maart-september)					
Maximum \leq 110 O ₂ %	1	1	1	1	1
Maximum \geq 110 O ₂ %	5	5			
6. Cyanobacteriabloei (5 metingen van maart-september)					
Meerdere perioden met cyanobacteriënbloei	0		0		
Gemiddeld matige abundantie met 1 cyanobacteriënbloei	1				
Gemiddeld lage abundantie	3	3			
Gemiddeld zeer lage abundantie	5	5		5	5
Som	30	24	8	2	17
EQR	0.80	0.27	0.07	0.5	0.5

6. Macro-invertebraten - les macroinvertébrés

(door G. Josens et G. Gosset, Service de systématique et d'écologie animales, Université Libre de Bruxelles, av. Roosevelt, 50 – cp 160/13, 1050 Bruxelles)

6.1 Résumé

Pour satisfaire à la demande de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) en ce qui concerne les macroinvertébrés pour la Région bruxelloise, nous avons testé les systèmes mis au point en Wallonie et en Flandre.

La Région wallonne utilise depuis 12 ans des indices provenant d'une norme française : l'IBGN ainsi qu'une classe de diversité et des groupes indicateurs. L'état de référence (ou le potentiel maximal) et les limites de classes de qualité sont définis pour chaque type de masse d'eau. Les résultats s'expriment par les couleurs conventionnelles (du bleu au rouge).

La Région flamande a revisité des échantillons accumulés pendant dix ans pour créer un indice multimétrique basé sur cinq indices : nombre total de taxons, nombre de taxons EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères), nombre de taxons exigeants non EPT (ayant un coefficient de tolérance >5), l'index de Shannon-Wiener et la tolérance moyenne. Les indices calculés sont convertis en scores en fonction des types de masses d'eau. Les résultats s'expriment par les couleurs conventionnelles (du bleu au rouge).

Les deux systèmes (wallon et flamand) aboutissent aux mêmes conclusions en ce qui concerne l'état actuel des masses d'eau de la Région bruxelloise ; elles sont figurées ci-dessous.

Après avoir apprécié l'état actuel des masses d'eau par rapport aux états de référence, les contraintes anthropiques qui pèsent sur les masses d'eau sont analysées et deux niveaux de potentiels écologiques sont définis (a) sur base d'une hypothèse 'basse' (seule la qualité chimique de l'eau est améliorée) et (b) sur base d'une hypothèse 'haute' (en plus de la qualité chimique la morphologie des berges est rendue moins artificielle au moins localement) ; en ce qui concerne les étangs, qui ont déjà des berges en partie naturelles, un seul niveau de potentiel est défini. Les conclusions de ces simulations sont également figurées ci-dessous en couleurs conventionnelles (du vert au rouge) ; c'est la case contenant soit l'IBGN soit l'indice multimétrique (encadrée en gras), qui donne l'état de la masse d'eau.

Une discussion sur la fiabilité des évaluations et les risques d'erreur a abouti à considérer que les indices calculés pour les étangs sont moins fiables que pour les cours d'eau et à proposer un intervalle de fiabilité qui est figuré graphiquement dans l'annexe 17.

Etat actuel (2004) de la Woluwe (WOL 025)		
Par rapport à son état de référence		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)

Etat actuel (2004) du Roodkloosterbeek (ROO 001)		
Par rapport à son état de référence		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)

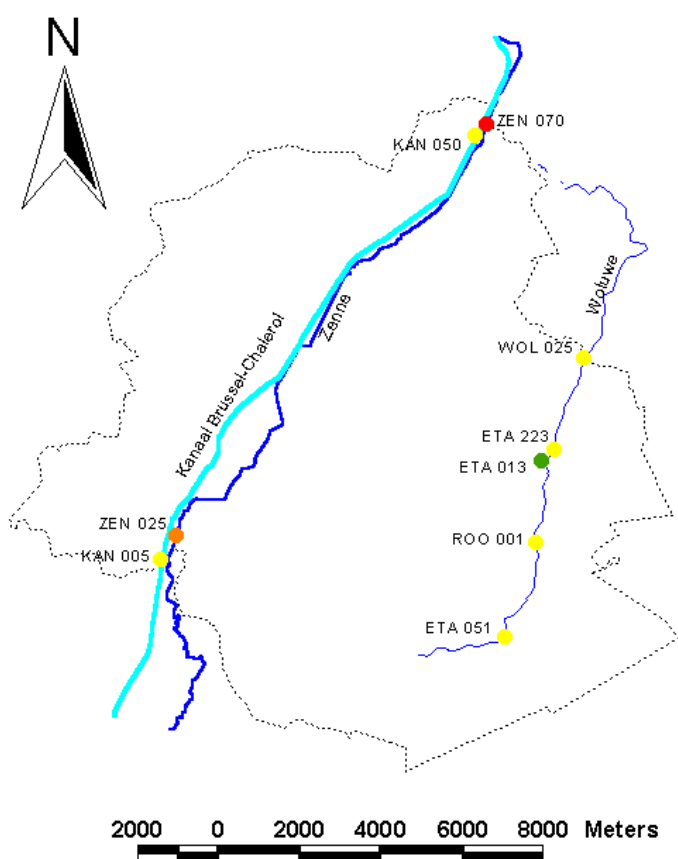
Etat actuel (2004) de la Senne à son entrée dans la Région (ZEN 025)		
Par rapport à son état de référence		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)

Etat actuel (2004) de la Senne à sa sortie de la Région (ZEN 070)		
Par rapport à son état de référence		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)

Etat actuel (2004) de l' étang long de Woluwé (ETA 013)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Indice multimétrique
Etat actuel (2004) du grand étang de Boitsfort (ETA 051)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Indice multimétrique
Etat actuel (2004) de l' étang du parc des sources (ETA 223)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Indice multimétrique

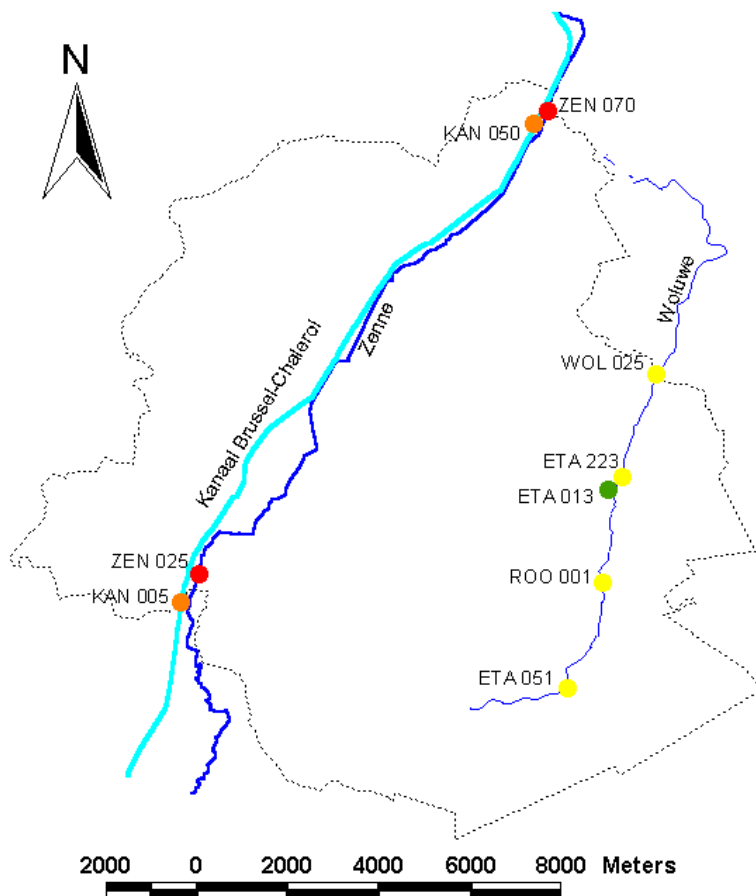
Etat actuel (2004) du canal à son entrée (KAN 005) de la Région		
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
Etat actuel (2004) du canal à sa sortie (KAN 050) de la Région		
par rapport à son potentiel écologique 'haut'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)
par rapport à son potentiel écologique 'bas'		
Groupe indicateur	Classe de diversité	Indice global (IBGN)

Macro-invertébrés par rapport au potentiel 'bas'



Carte 5-5: Carte avec l'état des masses d'eau pour les macro-invertébrés par rapport au potentiel 'bas'. Légende: vert= bon; jaune= moyen; orange= médiocre; rouge= mauvais; gris = non applicable.

Macroinvertébrés par rapport au potentiel 'haut'



Carte 5-6: Carte avec l'état des masses d'eau pour les macro-invertébrés par rapport au potentiel 'haut'. Légende: vert= bon; jaune= moyen; orange= médiocre; rouge= mauvais; gris = non applicable.

6.2 Historique et principes des indices biocénotiques basés sur les macroinvertébrés.

Les études sur la sensibilité des macroorganismes aquatiques aux pollutions remontent au début du 20^{ème} siècle et ont commencé en Allemagne ("Saprobienstystem").

Elles ont abouti à la répartition des macroinvertébrés en classes de saprobicité, et celles-ci sont explicitement liées à l'oxygène dissous et à la teneur en matière organique facilement métabolisable (densité de bactéries et DBO₅) (voir tableau 5-1).

L'inconvénient principal du "Saprobienstystem" est qu'il faut identifier la plupart des macroorganismes au niveau spécifique (ou générique), ce qui prend beaucoup de temps et rend le système coûteux et dépendant d'un personnel spécialisé.

Tableau 5-1: Classement des eaux naturelles dans le "Saprobienstystem" (Sladeczek, 1973).

Catégorie	Symbole	Teinte	Bact *1	[O ₂] *2	DBO ₅ *3	Exemples d'organismes indicateurs
Oligo- saprobe	O	bleutée, transpa- rente	10.000	6	4	<i>Crenobia alpina</i> <i>Planaria gonocephala</i> <i>Perla bipunctata</i> <i>Rhytrogena hybrida</i> <i>Agapetus fuscipes</i>
β-méso- saprobe	β	verdâtre	50.000	4	6	<i>Polycelis cornuta</i> <i>Stylaria lacustris</i> <i>Daphnia pulex</i> <i>Hydropsyche lepida</i> <i>Chloeon dipterum</i>
α-méso- saprobe	α	jaunâtre	250.000	2	9	<i>Erpobdella atomaria</i> <i>Sphaerium corneum</i> <i>Asellus aquaticus</i> <i>Stratiomys chamoeleon</i>
Poly- saprobe	P	brun rougeâtre	2·10 ⁶	0,5	80	<i>Tubifex</i> spp <i>Chironomus thummi</i> <i>Eristalis</i> spp.

*1 : Nombre maximal de bactéries par ml

*2 : teneur minimale en mg O₂ l⁻¹

*3 : valeur maximale en mg O₂ l⁻¹

Des solutions à cet inconvénient ont été fournies par la mise au point des indices biotiques basés sur les seuls macroinvertébrés benthiques (Woodiwiss' Index, 1964, Index de Tuffery et Verneaux, 1968,...). Dans ces indices, la présence de taxons exigeants et la richesse spécifique de la communauté concourent à qualifier la rivière, mais l'effort d'identification de ces taxons est moins grand et tient compte de la difficulté que cela représente (ils sont identifiés jusqu'au niveau du genre ou de la famille,...).

L'index de Tuffery et Verneaux (1968) a servi de base à l'élaboration d'indices biotiques normalisés : en Belgique l'IBB ou indice biotique belge (NBN T92-402, IBN/BIN, 1984, De Pauw *et al*, 1983, 1991, 1994) et en France d'abord l'IBG et ensuite l'IBGN (AFNOR, 1992, 2004). Depuis plus de 10 ans, l'IBB est utilisé en Flandre et en Wallonie ; en Wallonie, l'IBGN est utilisé conjointement avec l'IBB.

6.3 Avantages et désavantages des macroinvertébrés.

Avantages	Désavantages
- Ils sont présents dans tous les types d'eau douce de nos régions, ils sont présents dans toute la longueur des cours d'eau, y compris dans les zones ombragées, et pendant toute l'année ;	- Certaines espèces (principalement univoltines) deviennent rares à certains moments de l'année en rapport avec leur cycle de vie : il faut en tenir compte dans l'interprétation des résultats
- Ils sont très diversifiés, et leur écologie, également très diversifiée, est relativement bien connue ;	

- Ils montrent une grande diversité de tolérances aux pollutions ; des taxons sont reconnus pour leur caractère polluosensible ou polluotolérant ;	
- Les indices appropriés (l'IBB convient mieux pour les rivières de plaine que l'IBGN) et le système des états de référence permet de les utiliser dans tous les types de masse d'eau ;	- Certaines espèces très exigeantes sont liées à des eaux rapides et des substrats érodés qui n'existent pas nécessairement dans les rivières de plaine ;
- Leur polluosensibilité a été déterminée principalement vis-à-vis de l'oxygène dissous, qui est un paramètre fortement lié aux activités humaines et relativement peu lié aux types de milieux naturels ;	
- Leur réaction vis-à-vis d'un accroissement de pollution est rapide (raréfaction et disparition dans l'ordre de sensibilité à la pollution) ;	
- Leur réaction vis-à-vis d'une diminution de pollution est en revanche plus lente. Ils sont donc considérés comme des intégrateurs : si un taxon polluosensible âgé de plusieurs mois est présent, cela signifie soit qu'il n'y a pas eu d'épisode contraignant au cours des mois précédents soit que le milieu a été recolonisé (à partir de ses affluents) ;	- Leur durée de vie (quelques mois à quelques années) ne leur permet pas de restaurer rapidement leur peuplement si les conditions de vie redeviennent bonnes ;
- Les niveaux de détermination requis pour l'IBB et l'IBGN facilitent le travail.	- Ils sont très diversifiés et leur identification au niveau de la famille ou du genre requiert une formation des chercheurs.

6.4 Les groupes fonctionnels chez les macroinvertébrés.

La notion de groupe fonctionnel chez les macroinvertébrés est relativement récente. En fait l'utilisation de groupes de taxons indicateurs qui sont formés de quatre ou cinq familles dans l'IBGN ou l'IBB fait déjà appel implicitement à la notion de groupe fonctionnel vis-à-vis de la pollution, considérant que toutes les espèces au sein d'un groupe indicateur ont la même sensibilité aux déficits de l'oxygène dissous.

Toutefois, des groupes fonctionnels basés sur d'autres critères ont été proposés récemment (Usseglio-Polatera et al. 2000, 2001, Charvet et al., 2000, Statzner et al., 2001). Onze traits biologiques et 11 traits écologiques ont été utilisés pour caractériser 472 taxons de la faune française (pour la plupart des genres, parfois des familles, voir tableau comparatif 5-2).

Une analyse des correspondances a été appliquée sur les traits biologiques d'une part et sur les traits écologiques d'autre part, ensuite une analyse de co-inertie a permis de relier les deux

vecteurs et de projeter chaque taxon dans un plan factoriel. Enfin, les coordonnées des taxons dans ce plan factoriel ont été utilisées pour effectuer un regroupement (cluster analysis) qui a permis de faire émerger six groupes fonctionnels nommés α , β , γ , δ , ε et ζ (Usseglio-Polatera et al. 2001). Le tableau 5-3 résume les principales caractéristiques de ces six groupes fonctionnels.

Les groupes α à δ forment un gradient correspondant largement au gradient longitudinal des rivières allant du rhithron (α) au potamon (δ). Les Plécoptères et certains Trichoptères qui sont prédominants dans le groupe α cèdent progressivement leur place à d'autres insectes dans les groupes β , γ et δ . Dans le 'cluster analysis', le groupe α se détache assez nettement des trois suivants ; ce groupe occupe typiquement des habitats de montagne (on le rencontre néanmoins aussi dans les ruisseaux d'Ardenne) : on doit donc s'attendre à ne pas trouver de taxons du groupe α dans le contexte de la Région bruxelloise. De même on peut s'attendre à ce que le groupe β (majoritaires dans le rhithron ou à la transition rhithron-potamon) soit moins représenté que les groupes γ et δ .

Le groupe ε correspond à une communauté vivant près de la surface des eaux calmes (respiration aérienne) et souvent associés à la présence d'hydrophytes ; on y trouve une majorité d'hétéroptères et de coléoptères. C'est un groupe qui devrait être bien représenté en Région bruxelloise.

Le groupe ζ correspond à une communauté vivant au fond des eaux calmes ou (semi-)fixés aux substrats, microphage (filtrant ou 'deposit-feeder') : on y trouve des taxons variés mais très peu d'insectes. C'est un groupe qui devrait aussi être bien représenté en Région bruxelloise.

Statzner et al (2001) ont montré que les groupes fonctionnels définis en France se retrouvaient dans des structures analogues dans toutes les régions d'Europe : l'utilisation des groupes fonctionnels pourrait donc aboutir à créer des indices valables dans toute l'Union. Toutefois de tels indices n'existent pas encore et chaque pays, voire chaque région, utilise une méthode qui lui est propre. Nous ne définirons pas de méthode propre à la Région bruxelloise, nous utiliserons celles qui sont utilisées en Belgique et qui ont été adoptées et adaptées en Flandre et en Wallonie.

Tableau 5-2: Comparaison des niveaux d'identification requis et des nombres de taxons utilisés par les indices ou systèmes.

Groupes systématiques	IBGN (version 2004)	Système flamand (version actualisée sous presse)	Groupes fonctionnels (version 2001)
Porifera	Présence	/	4 genres
Cnidaria	Présence	/	3 genres
Turbellaria	3 familles	7 genres	7 genres
Bryozoa	Présence	/	8 genres
Nemerta	Présence	/	/
Nematomorpha	Présence	/	2 familles, 1 genre
Oligochaeta	Présence	8 familles	4 familles*, 24 genres
Hirudinea	5 familles	12 genres	13 genres
Mollusca	16 familles	33 genres	38 genres
Acari	présence	présence	/
Crustacea	1 ordre, 11 familles	18 familles	2 ordres, 1 famille, 17 genres
Ephemeroptera	14 familles	22 genres	30 genres
Odonata	9 familles	28 genres	33 genres
Plecoptera	7 familles	16 genres	27 genres
Heteroptera	11 familles	22 genres	24 genres
Planipennia	3 familles	/	3 genres
Megaloptera	1 famille	1 genre	1 genre
Lepidoptera	1 famille	/	5 genres
Trichoptera	21 familles	18 familles	2 familles*, 96 genres
Coleoptera	17 familles	11 familles	84 genres
Diptera	24 familles	24 familles, 1 genre**	29 familles*, 13 genres
Hyménoptères	1 famille		1 famille
Total	152 taxons	223 taxons	472 taxons

* ou parties de familles

** en fait le groupe *Chironomus thummi - plumosus*

Tableau5-3: Caractéristiques biologiques et écologiques dominantes dans les groupes fonctionnels de macroinvertébrés (d'après Usseglio-Polatera et al. 2001).

Critère	Groupe α	Groupe β	Groupe γ	Groupe δ	Groupe ε	Groupe ζ
Taille	moyenne	petite à moyenne	Moyenne	moyenne	petite	variable
Cycle	Mono ou semi voltin	Monovoltin	Mono (ou plurivoltin)	Mono (ou plurivoltin)	Mono ou plurivoltin	Mono ou plurivoltin
Mobilité	reptation	reptation	Reptation	Reptation, nage (vol)	Nage, reptation (vol)	Variée foussement
Respiration	aquatique (surtout cutanée)	aquatique (cutanée et branchiale)	aquatique (surtout branchiale)	aquatique et aérienne	surtout aérienne	aquatique (surtout cutanée)
Reproduction	(Œufs collés isolément ou en paquets	(Œufs collés en paquets	(Œufs collés en paquets	stratégies variées	Œufs sur macrophytes ou substrat minéral	Ovoviviparie, reproduction asexuée
Ressource alimentaire	microphytes, matériaux végétaux et proies	microphytes, matériaux végétaux et proies	microphytes, matériaux végétaux et proies	surtout proies invertébrées	Proies invertébrées	microphytes fins détritus
Mode de prise de nourriture	Raclage, déchiquetage	Raclage, déchiquetage	Déchiquetage, raclage	succion, déchiquetage engouffrement	Prédation, succion	filtration collecte de sédiments
Matière organique	Xéno ou oligosaprobe	oligo – β mésosaprobe	oligo – β mésosaprobe	B mésosaprobe	β ou α mésosaprobe	Mésosaprobe polysaprobe
Richesse en nutriments	oligotrophe	oligo - mésotrophe	oligo – mésotrophe	mésotrophe - eutrophe	eutrophe	eutrophe
Substrats	minéral grossier	minéral (moins grossier)	varié (pierres–macrophytes)	variés, préférence macrophytes	macrophytes, dépôts de litière et vase	Variés, sédiments
Température	sténotherme microtherme	eurytherme	Eurytherme	eurytherme	eurytherme	Eurytherme, sténotherme macrotherme
Type de cours d'eau ou de courant	Rhithron, rivières de montagnes et collines	Rhithron, rivières du piémont et de plaine	Rhithron potamon, rivières de plaine	Potamon, rivières de plaine, mares, bords de lacs	lentique ou stagnant, tous types sauf le centre des rivières	lentique

6.5 Définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique.

Tout en pratiquant des échantillonnages assez ressemblant, la Flandre et la Wallonie ont mis au point des méthodes tout à fait distinctes pour utiliser les macroinvertébrés dans la définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique.

6.5.1 Définition des états de référence et des limites de classes en Wallonie.

En Wallonie, ce travail a été effectué principalement par J.-P. Vanden Bossche et sera publié dans *Hydrobiologia* (Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, sous presse).

Echantillonnage. Il est dérivé de l'IBGN dans le cas des rivières non navigables et de l'IBGA dans le cas des rivières navigables. Il est décrit dans Vanden Bossche & Usseglio-Polatera (sous presse).

Identification. Le niveau d'identification des taxons est également celui utilisé pour calculer l'IBGN et recommande l'usage des clefs de Tachet et al., 1991 et Tachet et al, 2002 (voir tableau comparatif 5-2). Comme le travail a été réalisé sur base d'échantillons récoltés au cours des dix dernières années, ce sont les 135 taxons qui figuraient dans la liste de la publication AFNOR, 1992, qui ont été utilisés en Wallonie.

Regroupement de types de masses d'eau. Sur base d'échantillonnages réalisés pendant plus de 10 ans (banque de données du Centre de Recherches sur la Nature, les forêts et le Bois) et d'une analyse des correspondances, les différents types de masses d'eau de Wallonie sont réunis en 7 groupes caractérisés par leur type de communauté de macroinvertébrés. Chacun de ces groupes sera considéré ensuite comme un type de masse d'eau.

Calcul d'indices. La composition de l'échantillon permet de lui attribuer (a) une classe de diversité (comprise entre 1 et 14), considérée comme indicateur de niveau de diversité taxonomique, (b) un numéro de groupe indicateur (compris entre 1 et 9), considéré comme indicateur du rapport entre taxons sensibles et tolérants et (c) une valeur d'IBGN (comprise entre 0 et 20), considérée comme indicateur de composition taxonomique et d'abondance : voir le tableau 5-4.

Etat de référence et limites de classes. Deux possibilités sont envisagées selon qu'il existe ou non des stations qui ne sont pas ou peu altérées par les activités humaines pour un type donné de masse d'eau.

S'il existe des stations 'peu altérées', c'est-à-dire qui possèdent à la fois une classe de diversité >5 et un groupe indicateur >6 (cette situation se rencontre en Ardenne, Condroz, etc.), alors

- les limites inférieures du 'très bon état' des trois indices sont déduites des valeurs médianes (pour l'ensemble des stations 'peu altérées') (a) des classes de diversité, (b) des groupes indicateurs et (c) des IBGN ;
- l'état de référence est déduit des valeurs médianes des seules stations déclarées 'en très bon état' (qui se trouvent au-dessus des limites définies ci-dessus) ;
- les limites inférieures du 'bon état' des trois indices sont données par les limites inférieures du 'très bon état' multipliées par 0,75 suivi d'ajustements sur base de l'expertise ;
- les autres limites inférieures sont obtenues en multipliant les limites inférieures du 'très bon état' des trois indices par 0,5 et par 0,25 suivi d'ajustements sur base de l'expertise ; toutefois seules les limites de classes de l'IBGN figurent dans la publication de Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, sous presse, les limites pour les autres indices n'ont pas encore fait l'objet d'ajustements sur base de l'expertise.

Tableau 5-4: Groupes de taxons indicateurs et numéro (N) de groupe indicateur, classes de diversité et calcul de l'IBGN NFT 90-350 (AFNOR, 2004).

	Classe de diversité	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
		Nombre de taxons dans l'inventaire ^c													
<u>N</u>	Taxon indicateur ^a	> 50	45-49	41-44	37-40	33-36	29-32	25-28	21-24	17-20	13-16	10-12	7-9	4-6	1-3
<u>9</u>	<i>Chloroperlidae</i> ^a <i>Perlidae</i> ^a <i>Perlodidae</i> ^a <i>Taeniopterygidae</i> ^a	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
<u>8</u>	<i>Capniidae</i> ^a <i>Brachycentridae</i> ^a <i>Odontoceridae</i> ^a <i>Philopotamidae</i> ^a			19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
<u>7</u>	<i>Leuctridae</i> ^a <i>Glossosomatidae</i> ^a <i>Beraeidae</i> ^a <i>Goeridae</i> ^a <i>Leptophlebiidae</i> ^a			18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
<u>6</u>	<i>Nemouridae</i> ^a <i>Lepidostomatidae</i> ^a <i>Sericostomatidae</i> ^a <i>Ephemeridae</i> ^a			17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
<u>5</u>	<i>Hydroptilidae</i> ^a <i>Heptageniidae</i> ^a <i>Polymitarcidae</i> ^a <i>Potamanthidae</i> ^a			16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
<u>4</u>	<i>Leptoceridae</i> ^a <i>Polycentropodidae</i> ^a <i>Psychomyiidae</i> ^a <i>Rhyacophilidae</i> ^a			15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
<u>3</u>	<i>Limnephilidae</i> ^b <i>Hydropsychidae</i> ^a <i>Ephemerellidae</i> ^b <i>Aphelocheiridae</i> ^a						11	10	9	8	7	6	5	4	3
<u>2</u>	<i>Baetidae</i> ^b <i>Caenidae</i> ^b <i>Elmidae</i> ^b <i>Gammaridae</i> ^b <i>Mollusques</i> ^a							9	8	7	6	5	4	3	2
<u>1</u>	<i>Chironomidae</i> ^b <i>Asellidae</i> ^b <i>Achètes</i> ^a <i>Oligochètes</i> ^b								7	6	5	4	3	2	1

^a Pour être considéré comme indicateur, un taxon doit être représenté par au moins 3 individus

^b Pour être considéré comme indicateur, il faut au moins 10 individus.

^c Pour être considéré dans l'inventaire, un individu suffit.

S'il n'existe pas de stations qui possèdent à la fois une classe de diversité >5 et un groupe indicateur >6 (cette situation prévaut dans la région limoneuse, au nord du sillon Sambre et Meuse), le travail se base sur des stations 'modérément altérées' qui possèdent une classe de diversité >3, un groupe indicateur >1 et un IBGN >5, alors

- les limites inférieures du 'bon état' des trois indices sont données par les valeurs médianes (pour l'ensemble des stations 'modérément altérées') (a) des classes de diversité, (b) des groupes indicateurs et (c) des IBGN ;
- les limites inférieures du 'très bon état' des trois indices sont données par les limites inférieures du 'bon état' multipliées par 1,25 suivi d'ajustements sur base de l'expertise ;
- les autres limites inférieures sont obtenues en multipliant les limites inférieures du 'très bon état' des trois indices par 0,5 et par 0,25 suivi d'ajustements sur base de l'expertise ;
- L'état de référence a la même classe de diversité et le même groupe indicateur que le 'très bon état' et un IBGN supérieur d'un point.

Attribution d'un état à un cours d'eau. L'état d'une rivière est obtenu par un échantillonnage approprié, traduit en indices et par comparaison avec les limites de classes du type de masses d'eau correspondante. Pour qu'une station soit déclarée 'en très bon état', elle doit avoir à la fois son IBGN et au moins l'un des deux autres indices au-dessus de la limite inférieure du 'très bon état'.

Cette conversion pour les types de masses d'eau rencontrées en Région bruxelloise figure dans le tableau 5-5.

Tableau 5-5: Etats des masses d'eau en fonction des indices dans le système de la Région wallonne pour les types de masses d'eau présents en Région bruxelloise (d'après Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, sous presse).

Indice	Rivières et ruisseaux limoneux à pente moyenne	Grandes rivières canalisées et canaux	Etat ou potentiel*
IBGN	≥ 16		Etat de référence
	≥ 15	≥ 14	Très bon état ou potentiel maximal
	≥ 10	≥ 10	Bon état ou potentiel
Groupe de taxons indicateurs	≥ 6		Etat de référence
	≥ 6	≥ 6	Très bon état ou potentiel maximal
	≥ 4	≥ 4	Bon état ou potentiel
Classe de Diversité	≥ 9		Etat de référence
	≥ 9	≥ 9	Très bon état ou potentiel maximal
	≥ 7	≥ 7	Bon état ou potentiel

* Etat pour les cours d'eau naturels, potentiel pour les masses d'eaux artificielles ou fortement modifiées

6.5.2 Définition des états de référence et des limites de classes en Flandre.

En Flandre, ce travail a été effectué par une équipe de l'université de Gent, dirigée par W. Gabriels, et édité pour le moment sous forme de rapport (Gabriels et al., 2004).

Considérant qu'il n'était pas possible de trouver en Flandre de masses d'eau intactes pour trouver l'état de référence, ils ont utilisé la banque de données du Vlaams Milieu Maatschappij, ils ont calculé un grand nombre d'indices et consulté 17 experts de Flandre, des Pays-Bas et de Wallonie, afin de baser leur système essentiellement sur l'expertise. Les experts devaient choisir les indices qui leur semblaient les plus pertinents et proposer les valeurs de ces indices pour l'état de référence.

Echantillonnage : il est recommandé d'utiliser le filet haveneau comme pour calculer l'IBB (De Pauw & Vanhooren, 1983). Si le cours d'eau ne peut être échantillonné au filet, il est recommandé d'utiliser des substrats artificiels (De Pauw et al., 1986; 1994).

Identification : le niveau d'identification des taxons est également celui utilisé pour calculer l'IBB (De Pauw & Vanhooren, 1983) (voir tableau comparatif 5-2) et recommande l'usage des clefs de De Pauw & Vannevel (1991), qu'il convient de compléter par l'adjonction de taxons exotiques récemment introduits ou de taxons dont le statut systématique a changé (Ampharetidae, Janiridae, Sphaeromatidae, *Corbicula*, *Physa* et *Physella*). Seuls les 223 taxons qui figurent actuellement dans leur liste doivent être utilisés ; chaque taxon s'est vu attribuer un coefficient de tolérance variant de 1 (grande tolérance vis-à-vis de la pollution) à 10 (grande exigence de qualité). Cette liste figure dans le tableau comparatif de l'annexe 11.

Calcul d'indices. Bien que la Région flamande dispose de plus de 10 ans d'évaluation par l'IBB et qu'une norme VLAREM propose que la valeur 7 représente la borne inférieure de l'IBB pour le bon état écologique, un indice multimétrique a été préféré à l'IBB. Les taxons récoltés servent à calculer cinq indices, qui diminuent en cas de pollution :

- Nombre total de taxons représentés par au moins un individu ;
- Nombre de taxons EPT (= éphémères, plécoptères et trichoptères) ;
- Nombre de taxons exigeants non EPT c'est-à-dire ayant un coefficient de tolérance > 5 (voir annexe 11) ;
- Index de Shannon & Wiener; conventionnellement égal à 0 si aucun taxon n'a été trouvé ;
- Tolérance moyenne, soit la somme des coefficients de tolérance (de tous les taxons présents) divisée par le nombre total de taxons; conventionnellement égal à 0 si aucun taxon n'a été trouvé.

Calcul de scores. Les indices calculés précédemment sont convertis en scores en fonction des types de masses d'eau. Cette conversion pour les types de masses d'eau rencontrées en Région bruxelloise figure dans le tableau 5-6. Remarque : dans le rapport de Gabriels et al., 2004, ce sont les limites supérieures des classes qui sont indiquées ; par soucis d'homogénéité avec ce qui précède, nous avons transformé leur tableau de telle sorte que ce soient les limites inférieures des classes qui apparaissent (les valeurs des indices doivent être plus grandes que celles du tableau pour obtenir les scores correspondants).

Calcul de l'indice multimétrique. Les scores obtenus par les cinq indices sont sommés (ce qui donne une valeur comprise entre 0 et 20) et cette somme est divisée par 20 (ce qui donne une valeur comprise entre 0 et 1).

Etat de référence et limites de classes.

- l'état de référence correspond à la valeur 1 de l'indice multimétrique (et aux scores 4 des indices entrant dans la composition de l'indice multimétrique) ;
- le 'très bon état' correspond aux valeurs de l'indice multimétrique comprises entre 0,8 et 0,95 ;
- le 'bon état' correspond aux valeurs de l'indice multimétrique comprises entre 0,6 et 0,75 ;
- les valeurs 0,4 et 0,2 fournissent les autres limites de classes.

Tableau 5-6: Etats de référence et limites inférieures des classes pour la conversion des indices en scores dans le système de la Région flamande en fonction des types d'eau présents en Région bruxelloise.

	Kleine beek	Grote rivier	Alkalisch meer	Score
Nombre total de taxons				
Etat de référence	35	42	33	
Très bon état	>27.5	>32.75	>26	4
Bon état	>20	>23.5	>19	3
Etat moyen	>12.5	>14.25	>12	2
Etat médiocre	>5	>5	>5	1
Mauvais état	0	0	0	0
Nombre de taxons EPT				
Etat de référence	7	9	6	
Très bon état	>5.25	>6.75	4.5	4
Bon état	>3.5	>4.5	3	3
Etat moyen	>1.75	>2.25	1.5	2
Etat médiocre	>0	>0	>0	1
Mauvais état	0	0	0	0
Nombre de taxons intolérants non EPT				
Etat de référence	9	12	10	
Très bon état	>6.75	>9	>7.5	4
Bon état	>4.5	>6	>5	3
Etat moyen	>2.25	>3	>2.5	2
Etat médiocre	>0	>0	>0	1
Mauvais état	0	0	0	0
Indice de Shannon-Wiener				
Etat de référence	3.5	3.5	3.5	
Très bon état	>2.675	>2.675	>2.675	4
Bon état	>1.85	>1.85	>1.85	3
Etat moyen	>1.025	>1.025	>1.025	2
Etat médiocre	>0.2	>0.2	>0.2	1
Mauvais état	0	0	0	0
Tolérance moyenne				
Etat de référence	6.5	6.5	6	
Très bon état	>5.375	>5.375	>5.225	4
Bon état	>4.25	>4.25	>4.15	3
Etat moyen	>3.125	>3.125	>3.075	2
Etat médiocre	>2	>2	>2	1
Mauvais état	0	0	0	0

6.6 Définition des états de référence et des limites de classes en Région bruxelloise

6.6.1 Données historiques

Il n'existe pas de données historiques concernant les macroinvertébrés pour les masses d'eau de la Région bruxelloise.

6.6.2 Typologie

Le tableau 5-7 indique dans quels types seraient le mieux classées les masses d'eau de la région bruxelloise selon les typologies utilisées en Flandre et en Wallonie.

Le canal est prévu dans la typologie wallonne mais pas dans la typologie flamande, le type 'grote rivier' sera utilisé à titre indicatif. En revanche, les étangs sont prévus dans la typologie flamande mais pas dans la typologie wallonne.

Tableau 5-7: Typologie des masses d'eau de la région bruxelloises en fonction des définitions utilisées en Flandre et en Wallonie.

Masse d'eau	Type selon la Flandre	Type selon la Wallonie
Woluwe	"kleine beek"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Senne - Zenne	"grote rivier"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Roodkloosterbeek - ruisseau du Rouge Cloître	"kleine beek"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Canal – Kanaal	"grote rivier"	"grandes rivières canalisées et canaux"
Etangs	"alkalisch meer"	Non défini

L'exercice de définition de l'état de référence sera réalisé pour les cours d'eau fortement modifiés (le Roodkloosterbeek, la Senne et la Woluwe) en préliminaire à la définition de leurs potentiels écologiques.

Dans le cas des masses d'eau artificielles (le canal), il n'est pas possible de définir des états de référence, ce seront les potentiels écologiques qui seront estimés.

6.6.3 Echantillonnage.

Nous avons adopté une méthode dérivée de la norme AFNOR 90-350, décrite dans un cahier technique (Gay Environnement, 1994) et qui a été adaptée pour les échantillonnages en Wallonie (Vanden Bossche, 2004, Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, sous presse).

6.6.4 Période des prélèvements.

En cas de fortes pluies entraînant un état de crue dans les ruisseaux et rivières, les échantillonnages doivent être postposés jusqu'au retour à un état « normal », caractérisé par un débit stabilisé et proche de la moyenne. La période allant d'octobre à mars est donc déconseillée car les risques de crue sont grands.

Les prélèvements sont effectués préférentiellement de mars à octobre. Si un échantillonnage est effectué à la fin du printemps ou au début de l'été, on tiendra compte dans l'interprétation du fait que certaines espèces indicatrices sont monovoltines et peuvent devenir momentanément rares (lorsque les adultes de pléocoptères, éphémères trichoptères,... ont en

majorité quitté le milieu aquatique et les jeunes larves n'ont pas encore éclos) : ceci porte davantage sur les résultats quantitatifs que sur la composition du peuplement.

En ce qui concerne l'usage des substrats artificiels, il est préférable de les utiliser pendant la période d'été (juin – septembre), car leur efficacité dépend de l'activité et de la mobilité de la faune et donc de la température.

Les prélèvements de 2004 ont été effectués en septembre – octobre.

6.6.5 Matériel.

Le matériel utilisé est consigné dans l'annexe 12.

Lors de chaque relevé, une 'fiche de terrain' est complétée sur le terrain et la station est photographiée. Cette fiche est également dérivée de la fiche de terrain utilisée en Wallonie (Vanden Bossche, 2004). Une fiche type est jointe en annexe 13 (a et b) avec des indications pour la remplir.

6.6.6 Prélèvement des échantillons des cours d'eau non navigables, procédure dérivée de l'IBGN.

Le but est de prélever un échantillon globalement représentatif des macroinvertébrés qui peuplent les différents biotopes du cours d'eau. L'échantillon obtenu est semi-quantitatif.

Au lieu désigné pour l'échantillonnage, les huit microhabitats les plus diversifiés possibles sont identifiés et caractérisés par leur couple substrat – vitesse. La station peut s'étendre, si nécessaire, sur plus de 100 mètres mais ne doit pas inclure d'arrivées d'eau (affluent, égout,...).

Les huit microhabitats doivent être représentatifs du cours d'eau (éviter autant que possible les épaves artificielles) ; ils sont consignés dans la fiche de terrain et classés en fonction de leur fréquence décroissante dans la station.

Un prélèvement est réalisé dans chaque microhabitat, principalement à l'aide du filet haveneau. Chaque prélèvement correspond soit à une surface d'environ 1/20 de m² soit à un effort de récolte de 30 secondes.

S'il n'est pas possible de trouver huit microhabitats différents (cas fréquent dans les cours d'eau artificiels ou modifiés) l'effort de prélèvement sera accru dans les microhabitats dominants jusqu'à atteindre un total de huit fois 1/20 de m² et/ou 30 secondes de récolte.

6.6.7 Echantillonnage des substrats en milieux lotiques.

Les prélèvements se font au filet haveneau placé face au courant.

Gravier, sable, limon, vase : le préleveur remue le substrat en amont du filet avec le pied sur une surface d'au moins 1/20 m² pendant une durée d'environ 30 secondes. La surface peut dépasser 1/20 de m² afin de compenser la partie qui passe à côté du filet.

"Cailloux" (jusqu'à 25 cm) : ils sont récoltés en amont du filet, déposés dans le filet et nettoyés à la main. 5 à 10 cailloux sont traités de la sorte.

"Blocs" (>25 cm) : leurs faces supérieures et inférieures sont nettoyées à la main devant le filet. 2 ou 3 blocs sont traités de la sorte.

Hydrophytes : le préleveur collecte une ou plusieurs poignées de plantes en amont du filet, la secoue énergiquement et en détache à la main les organismes fixés. La quantité prélevée correspond à environ 1/20 m².

Racines et hélrophytes : le préleveur secoue énergiquement le substrat à l'aide du filet haveneau en remontant le courant pendant 30 secondes.

6.6.8 Echantillonnage des substrats en milieux lenticques.

La majorité des prélèvements se font au filet haveneau comme dans les milieux lotiques, mais l'absence ou la lenteur du courant est compensée par des mouvements actifs imprimés au filet pour y entraîner les organismes.

Le filet haveneau peut être utilisé comme un "filet à crevettes" dans les substrats meubles (vase, limon), en se limitant toutefois à la partie superficielle du substrat.

Si la rivière est peu accessible ou peu diversifiée, l'échantillonnage peut être complété par un substrat artificiel, immergé pendant trois à quatre semaines ; sa structure permet de récolter des organismes interstitiels ainsi que de la vase récente.

6.6.9 Prélèvement des échantillons du canal et des étangs, procédure dérivée de l'IBGA.

Au lieu désigné pour l'échantillonnage, les microhabitats les plus diversifiés possibles sont identifiés et caractérisés par leur substrat. La station peut s'étendre, si nécessaire, sur plus de 100 mètres mais ne doit pas inclure d'arrivées d'eau (adduction, égout,...).

Les substrats accessibles sont échantillonnés au filet haveneau, mais l'absence ou la lenteur du courant est compensée par des mouvements actifs imprimés au filet pour y entraîner les organismes

Gravier, sable, limon, vase : le préleveur remue le substrat à l'aide du filet sur une surface d'au moins 1/20 m² pendant une durée d'environ 30 secondes.

"Cailloux" (jusqu'à 25 cm) : ils sont récoltés, déposés dans le filet et nettoyés à la main. 5 à 10 cailloux sont traités de la sorte.

"Branches" : elles sont récoltées, déposées dans un plateau et examinées sur toutes leurs faces pour en détacher les organismes. Environ 2 mètres de branches sont traitées de la sorte.

Hydrophytes : le préleveur collecte une ou plusieurs poignées de plantes, la secoue énergiquement dans le filet ou les examine dans un plateau et en détache à la main les organismes fixés. Dans le cas des nénuphars, les pétioles et face inférieure des feuilles sont examinés dans un plateau. La quantité prélevée correspond à environ 1/20 m².

Racines et hélrophytes : le préleveur secoue énergiquement le substrat à l'aide du filet haveneau pendant 30 secondes.

Murs, béton : utiliser le haveneau comme filet racloir vers le haut pendant 30 secondes.

En fonction de la difficulté d'accès pour l'échantillonnage au filet, d'autres prélèvements se font à l'aide de substrats artificiels. Dans le cas du canal, trois substrats artificiels par site d'échantillonnage sont immergés pendant trois à quatre semaines, dans le cas de la Senne, un substrat artificiel a été immergé par site d'échantillonnage ; leur structure (voir annexe 12) permet de récolter des organismes interstitiels. Les substrats sont attachés à une cordelette en polypropylène, fixée à la berge de manière aussi discrète que possible.

Après leur séjour dans la masse d'eau, les substrats artificiels sont récupérés. La vase récente, s'il y en a, est récoltée dans un seau ; elle est traitée comme les échantillons prélevés au filet haveneau. Les graviers sont déversés dans un seau et rincés ; ils sont ensuite déposés dans un bac rempli d'eau et examinés pour en détacher les macroinvertébrés ; le filet du substrat

artificiel est également examiné. Toutes les eaux de rinçage sont filtrées sur le tamis à mailles de 500 µm.

L'échantillonnage, dans le canal, est complété par des prélèvements de sédiments à la benne : ceux-ci ont été prélevés à partir de la berge. Ces sédiments sont tamisés à 500 µm.

6.6.10 Nettoyage de l'échantillon sur le terrain.

Les échantillons prélevés au filet haveneau, généralement composés d'un mélange de débris végétaux et minéraux et de macroinvertébrés, sont déversés dans un seau d'eau. Le contenu du seau est remis en suspension à la main, et progressivement filtré sur un tamis de 500 µm afin d'éliminer les sédiments fins (vase,...). Les sédiments grossiers (gravier, petits cailloux,...) restent dans le seau. Il convient d'examiner ces derniers et d'en extraire les macroinvertébrés à sédimentation rapide (mollusques, trichoptères à fourreaux,...). Cette opération de rinçage est répétée si nécessaire. L'échantillon rincé est déversé dans un bac de triage contenant de l'eau. L'échantillon y est débarrassé à la main des gros débris végétaux. Il est recommandé de consacrer un temps suffisant à cette opération de nettoyage qui simplifie considérablement les opérations ultérieures de triage en laboratoire.

6.6.11 Conditionnement de l'échantillon.

L'échantillon nettoyé est introduit dans un flacon à large ouverture de 2 litres (flacon Nalgène). Si l'échantillon contient des organismes fragiles, rares ou particulièrement intéressants, ceux-ci peuvent être conditionnés séparément.

De l'eau est ajoutée afin d'immerger complètement l'échantillon ainsi que du formol afin d'atteindre une concentration comprise entre 5 et 10 % ; ensuite le tout est délicatement mélangé. Les spécimens conditionnés séparément dans un pilulier sont également fixés au formol à 5 % et le pilulier est inclus dans le grand flacon.

6.6.12 Etiquetage.

L'identification de l'échantillon reprend le code de la station et la date. Ces indications sont notées au marqueur indélébile sur le corps du flacon, et au crayon sur une étiquette de papier introduite dans le flacon.

6.6.13 Nettoyage du matériel.

Le matériel de prélèvement (filet, seau, plateau,...) est très soigneusement nettoyé afin d'éviter les mélanges de macroinvertébrés entre stations.

6.6.14 Temps consacré à l'échantillonnage.

Compte tenu des déplacements et des diverses opérations à effectuer, nous avons pu réaliser en moyenne le dépôt de substrats artificiels dans quatre sites d'échantillonnage par journée (à deux personnes).

Compte tenu des déplacements et des diverses opérations à effectuer, nous avons pu réaliser en moyenne les prélèvements dans quatre sites d'échantillonnage par journée (à deux préleveurs).

Les stations qui nécessitent le dépôt de substrats artificiels impliquent donc un travail moyen sur le terrain de 1 homme – jour par station.

Les stations qui ne nécessitent pas le dépôt de substrats artificiels impliquent un travail moyen sur le terrain de 0,5 homme – jour par station.

6.6.15 Rinçage des échantillons au laboratoire.

L'échantillon brut est délicatement versé dans un grand tamis à mailles de 500 µm. Le formol est récupéré dans des bidons qui sont remis ultérieurement au service qui gère les déchets chimiques. Les flacons Nalgène de deux litres sont nettoyés.

L'échantillon égoutté est ensuite délicatement rincé à l'eau de ville et mis à trempé dans de l'eau de ville pendant plusieurs heures.

6.6.16 Triage.

L'échantillon est transféré dans un bac blanc contenant de l'alcool à 70 %. Le travail s'effectue devant une hotte aspirante. Les invertébrés de >500 µm sont prélevés à l'aide d'une pince fine et stockés dans des piluliers contenant de l'alcool à 70 %. En cas de grande abondance (plus de 100 individus du même taxon), tous les spécimens ne sont pas prélevés, leur nombre est estimé.

Les piluliers reçoivent une étiquette en papier, écrite au crayon à mine de graphite et déposée à l'intérieur du flacon, Sont mentionnés : le numéro de code de la station et la date du prélèvement.

6.6.17 Déterminations taxonomiques.

Le niveau de détermination taxonomique est celui requis pour l'utilisation des groupes fonctionnels : il correspond à celui de la norme belge mais l'identification des crustacés, coléoptères et trichoptères et de quelques diptères est poussée jusqu'au niveau du genre (voir tableau comparatif 5-2) ; ce niveau étant plus exigeant que celui requis pour l'IBB, pour l'IBGN et pour le système flamand, tous les indices pourront être calculés.

Nous avons principalement utilisé les faunes de Tachet et al., 1991 et De Pauw & Vannevel, 1991.

Pour chaque taxon, on indique le nombre (réel ou estimé) d'individus.

Si un genre ne peut pas être déterminé (individu abîmé, stade larvaire trop juvénile,...), sa présence est comptabilisée au niveau taxonomique supérieur (famille,...).

Si un taxon présent dans l'échantillon ne figure pas sur la 'fiche taxonomique', il est marqué en "observations". La rubrique "observations" est également utilisée pour mentionner des fourreaux vides de trichoptères, de coquilles vides de mollusques, d'oothèques,...

En cas de détermination douteuse, le fait est signalé et l'individu est isolé du reste de l'échantillon.

6.6.18 Conservation des échantillons.

En fin d'analyse, tout l'échantillon est réuni dans un pilulier et conservé à l'alcool 70 % (les individus remarquables ou à identification douteuse peuvent être isolés dans des petits tubes inclus dans le pilulier).

6.6.19 Encodage des résultats.

Les données de la ‘fiche de terrain’ sont encodées sur une feuille Excel et les données d’inventaires taxonomiques sont encodées sur une autre feuille Excel dont la liste initiale a été dressée par J.-P. Vanden Bossche, 2004. Elle a été complétée pour

- tenir compte de la dernière version de la norme (AFNOR, 2004), qui comprend 152 taxons (qui ont été utilisés dans la présente étude) : cette liste figure dans l’annexe 11 ;
- y inclure le système flamand et les groupes fonctionnels ;
- automatiser le calcul : en remplissant les cases ad hoc, les taxons nécessaires sont pris en compte avec le nombre minimal d’individus nécessaires (pour être considéré comme taxon indicateur ou pour être pris en compte dans la biodiversité), et tous les indices sont générés automatiquement (ce qui évite de commettre des fautes d’attention).

Les résultats qui figurent dans le rapport sont donnés sur une copie de la liste dont les taxons non trouvés ont été supprimés.

6.6.20 Calcul des indices.

- L’IBB est calculé à titre indicatif (voir tableau 5-8).

Tableau 5-8: Calcul de l’indice biotique belge NBN T92-402 (IBN/BIN, 1984, avec mise à jour d’après Gabriels et al., sous presse).

Classe de tolérance	Groupes indicateurs	*a	Nombre de taxons dans l’inventaire				
			< 2	2 - 5	6 – 10	11-15	> 15
1	Plécoptères, Heptageniidae	≥2	-	7	8	9	10
		1	5	6	7	8	9
2	Trichoptères à fourreau	≥2	-	6	7	8	9
		1	5	5	6	7	8
3	Ancyliidae, <i>Acroloxus</i> , Ephéméroptères (sauf Heptageniidae)	>2	-	5	6	7	8
		1-2	3	4	5	6	7
4	Odonates, Gammaridae, <i>Aphelocheirus</i> , Mollusques (sauf Sphaeriidae, Ancyliidae, <i>Acroloxus</i> et <i>Corbicula</i>)	≥1	3	4	5	6	7
5	Hirudinae, Sphaeriidae, Asellidae, Hémiptères (sauf <i>Aphelocheirus</i>)	≥1	2	3	4	5	-
6	Chironomidae gr. <i>thummi-plumosus</i> , Tubificidae	≥1	1	2	3	-	-
7	Syrphidae Eristalinae	≥1	0	1	1	-	-

*a Nombre de taxons de l’inventaire appartenant au groupe indicateur.

Pour être pris en considération, un taxon doit être représenté par deux individus au moins.

- Application du système wallon : l'IBGN, le numéro de groupe indicateur et le numéro de classe de diversité sont calculés (et peuvent être dérivés du tableau 5-4). Ces valeurs sont comparées aux limites de classes de qualité écologique établies pour la région wallonne (tableau 5-5) et des couleurs conventionnelles leurs sont attribuées.

- Application du système flamand : le nombre de taxons, le nombre de taxons EPT, le nombre de taxons exigeants non EPT, l'indice de Shannon Wiener et la tolérance moyenne sont calculés et convertis en scores en tenant compte des types de masses d'eau. En fin de compte, les indices multimétriques sont calculés et des couleurs conventionnelles leurs sont attribuées.

6.7 Masses d'eau fortement modifiées - Résultats par rapport aux états de référence

6.7.1 La Woluwe à la sortie de la Région.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15a et fiche d'inventaire en annexe 16a. L'échantillonnage a été réalisé au niveau de Hof ter Muschen, à l'endroit où la Woluwe quitte la Région Bruxelloise.

Première impression : malgré un cours rectifié et linéaire et des berges surélevées, la Woluwe donne l'impression d'un ruisseau relativement naturel coulant en milieu ouvert : par endroit le courant s'accélère et le fond est colonisé par des *Potamogeton*, ailleurs et le long des berges quelques hélophytes (surtout *Nasturtium*) se sont installées. La diversité d'habitats n'est cependant pas très grande. L'eau est transparente et le fond est sableux ; il n'y a pas de substrat minéral dur dans la section échantillonnée.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance de petits crustacés (*Gammarus*) et de petits bivalves (*Sphaerium*) : à certains endroits du centre du chenal, les coquilles vides de ces bivalves sont accumulés sur plus de 10 cm d'épaisseur. En échantillonnant les sédiments on provoque un dégazage (méthane ?) et on rencontre rapidement (vers 2 – 3 cm sous la surface des sédiments) de la vase noire et malodorante qui témoigne d'apports exagérés de matières organiques. Bien que le relevé ait eu lieu en fin de matinée (le 13/9/2004), l'oxygène dissous était assez loin de la saturation. Très nombreuses épinoches parmi les racines des hélophytes (elles sont remises à l'eau).

Un substrat artificiel a été déposé le 13/9/2004 mais nous ne l'avons pas retrouvé le 21/10 ; ce jour là, l'oxygène dissous était proche de la saturation.

Conclusion provisoire : ruisseau modifié et modérément pollué par matières organiques.

Indices

La cote IBB est de 6/10 avec 13 taxons et des éphéméroptères (*Baetis*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 7/20 avec 17 taxons et les Baetidae et Gammaridae comme groupes indicateurs.

Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine. Le groupe β est dominant en nombre de taxons et surtout en nombre d'individus grâce à un taxon (*Gammarus*). Les groupes γ et δ sont également bien représentés. Le groupe ζ n'est représenté que par deux taxons dont un très abondant (*Sphaerium*) et le groupe ϵ n'est représenté que par un seul individu (*Nepa*) : ces deux derniers groupes sont donc déficitaires et témoignent du manque d'hétérogénéité de l'habitat (manque de zones ralenties et envahies par les plantes aquatiques).

Comparaison avec l'état de référence

Dans le système wallon, la Woluwe a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 6 pour la diversité (17 taxons) et 7 pour l'IBGN ; le tableau 5-9A permet de la situer par rapport aux références wallonnes.

Tableau 5-9A: état de la Woluwe (WOL 025) par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système wallon. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Situation par rapport aux rivières et ruisseaux limoneux naturels à pente moyenne			
de référence	6	9	16
Très bon	6	9	15
Bon	4,5	6,75	10
Moyen	3	4,5	7
Médiocre	1,5	2,5	4
Mauvais	0	0	0

Dans le système flamand, la Woluwe a obtenu 19 pour le nombre de taxons, 2 pour le nombre de taxons EPT, 3 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 1,42 pour l'indice de Shannon & Wiener et 4,68 pour la tolérance moyenne, et donc 11 comme total des scores et 0,55 pour l'indice multimétrique. Le tableau 5-9B permet de la situer par rapport aux références flamandes.

Tableau 5-9B : état de la Woluwe (WOL 025) par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport aux "kleine beken" naturelles								
de référence	35	7	9	3,5	6,5		20	1
Très bon	>27.5	>5.25	>6.75	>2.675	>5.375	4	16	0,8
Bon	>20	>3.5	>4.5	>1.85	>4.25	3	12	0,6
Moyen	>12.5	>1.75	>2.25	>1.025	>3.125	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

Les deux systèmes arrivent à la même conclusion : la Woluwe est dans un état 'moyen' par rapport à l'état de référence, et ceci est en accord avec l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage.

La conclusion de l'IBGN est 'peu fiable' (on est à un seul point de l'état médiocre) ; elle est également 'peu fiable' pour l'indice multimétrique mais dans le sens inverse (on est à 0,05 point du bon état).

6.7.2 Le Roodkloosterbeek – Ruisseau du Rouge Cloître.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15a et fiche d'inventaire en annexe 16a. L'échantillonnage a été réalisé dans le parc de Bergoje, à Auderghem.

Première impression : malgré des berges surélevées, le Roodkloosterbeek donne l'impression d'un ruisseau assez naturel coulant sous couvert forestier (parc) : par endroit le courant s'accélère et le fond est pierreux, ailleurs il est plus lent et le fond est sableux. L'eau est transparente, mais il n'y a pas de plantes aquatiques dans la section échantillonnée en raison du couvert forestier. On se trouve en aval d'un passage voûté, et plus en amont, l'eau sort d'un étang. Il y avait des canards et un héron.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance d'organismes filtrants (*Sphaerium*, *Hydropsyche* et *Simulium*). En échantillonnant les sédiments on rencontre de la vase noire et malodorante (vers 5 cm sous la surface des sédiments) qui témoigne d'apports de matières organiques. Le 16/9/2004, en début de matinée, l'oxygène dissous était assez loin de la saturation.

Un substrat artificiel a été déposé le 16/9/2004 et récupéré le 21/10 ; ce jour là, l'oxygène dissous était proche de la saturation.

Conclusion provisoire : ruisseau modifié et faiblement pollué par matières organiques, probablement fort influencé par l'étang en amont. Le séjour de l'eau dans l'étang permet au phytoplancton et au zooplancton de se développer et explique l'abondance des macroinvertébrés filtrants.

Indices

La cote IBB est de 6/10 avec 14 taxons et des éphéméroptères (*Baetis*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 8/20 avec 18 taxons et les Hydropsychidae comme groupe indicateur.

Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine ; le groupe ε est également absent, ce qui témoigne de l'absence d'hétérogénéité (absence d'habitats lenticques et de plantes aquatiques). Les groupes β (dominé par *Hydropsyche* et *Simulium*), γ (dominé par *Dugesia* et *Bythinia*), δ et ζ (dominé par *Sphaerium* et les Tubificidae) sont également bien représentés.

Comparaison avec l'état de référence

Dans le système wallon, le Roodkloosterbeek a obtenu 3 pour le groupe indicateur, 6 pour la diversité (18 taxons) et 8 pour l'IBGN ; le tableau 5-10A permet de le situer par rapport aux références wallonnes.

Tableau 5-10A: état du Roodkloosterbeek (ROO 001) par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système wallon. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Situation par rapport aux rivières et ruisseaux limoneux naturels à pente moyenne			
de référence	6	9	16
Très bon	6	9	15
Bon	4,5	6,75	10
Moyen	3	4,5	7
Médiocre	1,5	2,5	4
Mauvais	0	0	0

Dans le système flamand, le Roodkloosterbeek a obtenu 14 pour le nombre de taxons, 2 pour le nombre de taxons EPT, 0 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 2,02 pour l'indice de Shannon & Wiener et 4,00 pour la tolérance moyenne, et donc 9 comme total des scores et 0,45 pour l'indice multimétrique. Le tableau 5-10B permet de la situer par rapport aux références flamandes.

Tableau 5-10B : état du Roodkloosterbeek (ROO 001) par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport aux "kleine beken" naturelles								
de référence	35	7	9	3,5	6,5		20	1
Très bon	>27.5	>5.25	>6.75	>2.675	>5.375	4	16	0,8
Bon	>20	>3.5	>4.5	>1.85	>4.25	3	12	0,6
Moyen	>12.5	>1.75	>2.25	>1.025	>3.125	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

Les deux systèmes arrivent à la même conclusion : le Roodkloosterbeek est dans un état 'moyen' par rapport à l'état de référence, et ceci est en accord avec l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage.

La conclusion est 'fiable' pour l'IBGN (on est à deux points du bon état et à deux points également de l'état médiocre) et 'peu fiable' pour l'indice multimétrique (on est à 0,1 point de l'état médiocre).

6.7.3 La Senne à l'entrée de la Région bruxelloise (au sud).

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15a et fiche d'inventaire en annexe 16a. L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où la Senne entre dans la Région Bruxelloise, à l'arrière des bâtiments Viangros et près du virage du Boulevard Industriel.

Première impression : avec ses berges bétonnées et sa couleur grise, la Senne à l'entrée de la Région bruxelloise donne l'impression d'un égout coulant à ciel ouvert. L'eau est opaque, et il n'y a pas de plantes aquatiques dans la section échantillonnée, toutefois des débris de *Potamogeton* apportés par la dérive sont accrochés aux obstacles.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance d'organismes polysaprobies (Tubificidae, *Asellus* et *Chironomus*). Le fond de la rivière est couvert de vase qui est brune sur 1 à 2 cm (vase structurée par les larves de chironomes) et ensuite noire et malodorante. Un substrat artificiel a été déposé le 8/9/2004 et récupéré le 12/10 ; ce jour là, l'oxygène dissous était loin de la saturation. L'abondance (relative) de mollusques (*Physella*) sur les débris de *Potamogeton* et les branches accrochées aux obstacles ne peut s'expliquer par la dérive : ils doivent bien vivre à cet endroit.

Conclusion provisoire : rivière fortement modifiée et fortement polluée par matières organiques.

Indices

La cote IBB est de 5/10 avec 6 taxons et des Mollusques (*Physella*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 3/20 avec 6 taxons et les Mollusques (*Physella*) comme groupe indicateur.

Les groupes fonctionnels α et β sont tout à fait absents, ce qui est normal pour une rivière lente ; le groupe ε est également absent, ce qui témoigne de l'absence de plantes aquatiques. Le groupe γ est représenté par deux taxons (*Asellus* et *Physella*), le groupe δ par deux genres de sangsues et le groupe ζ par deux taxons (Tubificidae et *Chironomus*) ; c'est ce dernier groupe qui est prédominant en nombres d'individus.

Comparaison avec l'état de référence

Dans le système wallon, la Senne à l'entrée de la Région a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 2 pour la diversité (6 taxons) et 3 pour l'IBGN ; le tableau 5-11A permet de la situer par rapport aux références wallonnes.

Tableau 5-12A: état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée de la Région bruxelloise par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système wallon. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Situation par rapport aux rivières et ruisseaux limoneux naturels à pente moyenne			
de référence	6	9	16
Très bon	6	9	15
Bon	4,5	6,75	10
Moyen	3	4,5	7
Médiocre	1,5	2,5	4
Mauvais	0	0	0

Dans le système flamand, la Senne à l'entrée de la Région a obtenu 7 pour le nombre de taxons, 0 pour le nombre de taxons EPT, 0 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 0,96 pour l'indice de Shannon & Wiener et 2,86 pour le tolérance moyenne, et donc 3 comme total des scores et 0,15 pour l'indice multimétrique. Le tableau 5-11B permet de la situer par rapport aux références flamandes.

Tableau 5-11B : état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée de la Région bruxelloise par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport aux "grote rivieren" naturelles								
de référence	42	9	12	3,5	6,5		20	1
Très bon	>32.75	>6.75	>9	>2.675	>5.375	4	16	0,8
Bon	>23.5	>4.5	>6	>1.85	>4.25	3	12	0,6
Moyen	>14.25	>2.25	>3	>1.025	>3.125	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

Les deux systèmes arrivent à la même conclusion : la Senne à l'entrée de la Région est en 'mauvais état' par rapport à l'état de référence, et ceci est en accord avec l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage.

La conclusion est 'peu fiable' à la fois pour l'IBGN (on est à un seul point de l'état médiocre) et l'indice multimétrique (on est à 0,05 point de l'état médiocre).

6.7.4 La Senne à la sortie de la Région bruxelloise (au nord).

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15a et fiche d'inventaire en annexe 16a. L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où la Senne quitte la Région Bruxelloise, à hauteur du pont de Buda, sur le site de la station d'épuration en construction.

Première impression : avec ses berges bétonnées et sa couleur gris foncé, la Senne à la sortie de la Région bruxelloise donne l'impression d'un égout coulant à ciel ouvert. L'eau est opaque, et il n'y a pas de plantes aquatiques dans la section échantillonnée.

Impression lors de l'échantillonnage : absence totale de macroinvertébrés ! En fait, une larve de *Chironomus* a été trouvée parmi des débris interceptés par un obstacle mais elle était morte et n'a donc pas été comptabilisée. Un substrat artificiel a été déposé le 9/9/2004 et récupéré le 13/10 ; ce jour là, l'oxygène dissous était inexistant (en fait 2% de la saturation).

Conclusion : rivière fortement modifiée et fortement polluée par matières organiques : toute forme de vie animale est anéantie.

La comparaison des températures de la Senne entre l'entrée et à la sortie de la région montre une augmentation de 3°C (pollution thermique) ; voir le canal : même constatation.

Indices

La cote IBB est de 0/10 avec 0 taxons ; la cote IBGN est de 0/20 avec 0 taxons.

Comparaison avec l'état de référence

Dans le système wallon, la Senne à la sortie de la Région a obtenu 0 pour le groupe indicateur, 0 pour la diversité (0 taxon) et 0 pour l'IBGN ; le tableau 5-12A permet de la situer par rapport aux références wallonnes.

Tableau 5-12A: état de la Senne (ZEN 070) à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système wallon. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Situation par rapport aux rivières et ruisseaux limoneux naturels à pente moyenne			
de référence	6	9	16
Très bon	6	9	15
Bon	4,5	6,75	10
Moyen	3	4,5	7
Médiocre	1,5	2,5	4
Mauvais	0	0	0

Dans le système flamand, la Senne à la sortie de la Région a obtenu 0 pour le nombre de taxons, 0 pour le nombre de taxons EPT, 0 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 0 pour l'indice de Shannon & Wiener et 0 pour la tolérance moyenne, et donc 0 comme total des scores et 0 pour l'indice multimétrique. Le tableau 5-12B permet de la situer par rapport aux références flamandes.

Tableau 5-12B : état de la Senne (ZEN 070) à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à un cours d'eau naturel de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Etat	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport aux "grote rivieren" naturelles								
de référence	42	9	12	3,5	6,5		20	1
Très bon	>32.75	>6.75	>9	>2.675	>5.375	4	16	0,8
Bon	>23.5	>4.5	>6	>1.85	>4.25	3	12	0,6
Moyen	>14.25	>2.25	>3	>1.025	>3.125	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

La traversée de la Région bruxelloise se traduit par une dégradation de la qualité de la Senne (7 taxons disparaissent tout à fait). Les deux systèmes arrivent à la même conclusion : la Senne à la sortie de la Région est en 'mauvais état' par rapport à l'état de référence, et ceci est en accord avec l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage.

La conclusion est 'fiable' à la fois pour l'IBGN et pour l'indice multimétrique.

6.8 Discussion.

6.8.1 Comparaison des méthodes wallonne et flamande.

A première vue, le système flamand *semble* être moins exigeant que le système wallon, en particulier dans la définition des niveaux de tolérance : une comparaison des niveaux de tolérance des deux systèmes montre que beaucoup de taxons utilisés en commun par les deux systèmes sont crédités d'une tolérance plus grande dans le système flamand. Dans la figure 5-1, si les deux systèmes accordaient les mêmes niveaux de tolérance aux mêmes taxons, les points devraient s'aligner le long de la droite, qui tient compte du fait que le système de l'IBGN utilise 9 classes et le système de Gabriels et al. 10 classes.

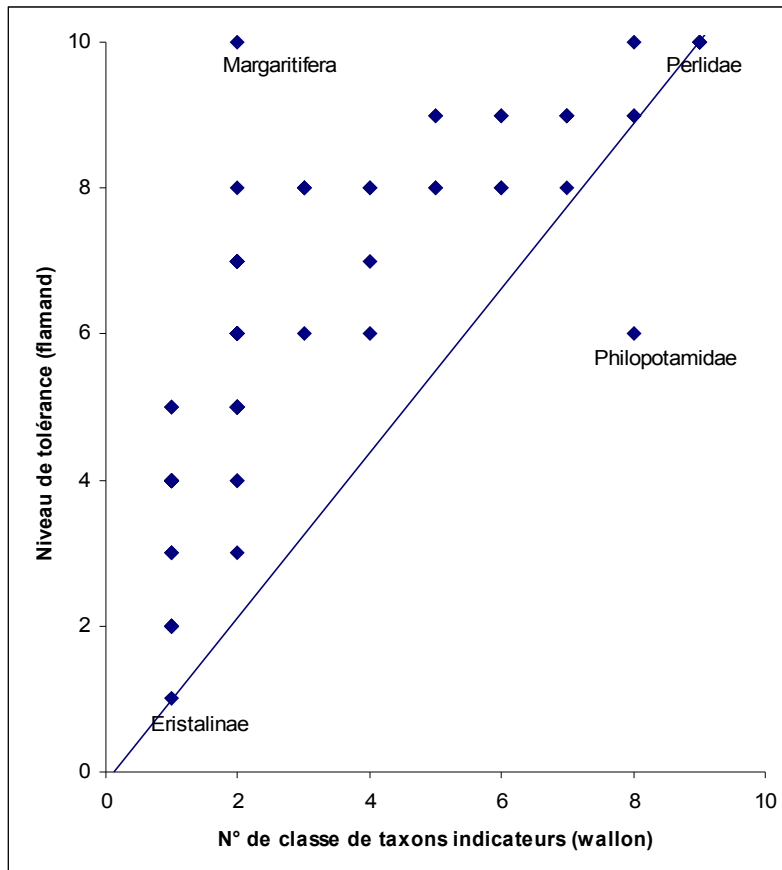


Figure 5-1 : comparaison des niveaux de tolérance dans les systèmes flamand et wallon

Les deux extrêmes des distributions s'alignent sur la droite : les taxons les moins tolérants (comme les Eristalinae et les Tubificidae) obtiennent la même plus basse note, c'est-à-dire 1, et les taxons les plus exigeants (comme les Perlidae et les Perlodidae) obtiennent la note la plus élevée, c'est-à-dire 9 pour l'IBGN et 10 dans le système flamand. Mais entre ces extrêmes, les notes sont meilleures en Flandre qu'en Wallonie, à une exception près pour les Philopotamidae.

Outre que la distribution des tolérances semble moins sévère en Flandre qu'en Wallonie, il suffit d'un individu dans le système flamand pour en tenir compte alors que dans le système wallon, il faut au moins 3 (parfois 10) individus pour qu'un taxon puisse être considéré comme indicateur (mais un seul individu suffit pour être comptabilisé dans la biodiversité).

En fait, des distributions de tolérance différentes n'impliquent pas automatiquement des sévérités différentes : cela dépend de la manière dont ces distributions sont utilisées.

Malgré des sévérités apparemment différentes, les deux systèmes arrivent à la même conclusion finale en ce qui concerne la Woluwe, le Roodkloosterbeek et la Senne : états écologiques respectivement moyen, moyen et mauvais par comparaison avec des cours d'eau naturels.

6.8.2 Niveau de confiance dans les résultats – adaptations futures des indices.

6.8.2.1 Fiabilité des indices macroinvertébrés dans le cas des cours d'eau (y compris le canal).

Quel est le risque de se tromper ? Quel est le risque par exemple de déclarer une rivière 'en état moyen' alors qu'en réalité elle est 'en bon état' ou vice-versa ? Ce risque dépend évidemment et principalement de la qualité de l'échantillonnage et de l'identification (voir ci-dessous) mais il dépend aussi de l'indice utilisé.

L'IBGN existe depuis 1992 et a fait l'objet de nombreuses applications et vérifications en France et en Wallonie. Il repose sur deux paramètres partiellement indépendants (le groupe indicateur et la richesse taxonomique) et contient donc deux risques d'erreurs qui sont cumulables : dans la situation la plus défavorable, l'imprécision intrinsèque théorique de l'IBGN est donc de ± 2 points (c'est-à-dire $\pm 10\%$). Toutefois, d'après notre expérience personnelle et celle d'autres utilisateurs (notamment M. J.-P. Vanden Bossche de la Région wallonne), il est très généralement reproductible à une unité près (c'est-à-dire $\pm 5\%$).

L'indice multimétrique flamand est très récent, tout en se basant sur des approches développées depuis longtemps dans les pays voisins. Il repose sur cinq paramètres partiellement indépendants qu'il faut additionner (le nombre de taxons, le nombre de taxons EPT, le nombre de taxons sensibles non EPT, l'indice de Shannon Wiener et la tolérance moyenne à la pollution). Il contient donc cinq risques d'erreurs qui sont cumulables : dans la situation la plus défavorable, l'imprécision intrinsèque théorique de l'indice multimétrique est donc de ± 5 points de score (ou $\pm 0,25$ point de l'indice) (c'est-à-dire $\pm 25\%$). Nous n'avons aucune expérience personnelle, cet indice étant tout récent ; toutefois si un tel risque d'imprécision est théoriquement possible, il nous semble peu probable : seule l'expérience et des tests d'intercalibration permettront de le vérifier. Par principe de précaution, nous supposerons qu'il est reproductible à 0,1 unité près (c'est-à-dire $\pm 10\%$).

Nos conclusions sur l'état des cours d'eau et du canal sont qualifiées de 'fiables' si les valeurs des indices ne sont pas 'très près d'une limite' et de 'peu fiables' si les indices sont 'très près d'une limite' de classe de qualité. Par 'très près de la limite', il faut entendre que l'addition ou la soustraction d'un point d'IBGN (sur 20) ou l'addition ou la soustraction de 0,1 point d'indice multimétrique (sur 1) peut faire basculer la conclusion d'un côté ou de l'autre de la limite. Ceci est illustré graphiquement dans l'annexe 17 : les indices sont mentionnés avec des barres d'erreurs qui délimitent un 'intervalle de fiabilité' : nous ne pouvons pas prétendre que les indices indiquent exactement la qualité de la masse d'eau, mais elle est très probablement incluse dans l'intervalle de fiabilité.

Les comparaisons réalisées sur les mêmes échantillons provenant des masses d'eau de la Région bruxelloise montrent que le système wallon et le système flamand aboutissent par des voies différentes aux mêmes conclusions. Les deux indices renforcent donc mutuellement leur crédibilité.

6.8.2.2 Fiabilité des indices macroinvertébrés dans le cas des étangs.

L'utilisation des indices macroinvertébrés repose sur une expérience nettement moindre en ce qui concerne les étangs. En outre, seul l'indice multimétrique est disponible. Par prudence, nous considérerons que cet indice, en ce qui concerne les étangs, est fiable à 15 % près. Cette fiabilité moindre pour les étangs que pour les cours d'eau est justifiée non seulement par le manque d'expérience dans le domaine mais aussi par le risque d'erreur d'interprétation qui est liée à la gestion des étangs : une mise à sec ou un curage, ... plus ou moins récents (moins de deux ans) peuvent sensiblement influencer la communauté de macroinvertébrés. Par conséquent, un indice peut être fiable et représentatif de la communauté d'invertébrés de l'étang au moment de l'échantillonnage mais pas nécessairement représentatif de l'état de santé de l'étang. Il est nécessaire de connaître l'histoire récente d'un étang et d'en tenir compte dans l'interprétation des résultats.

Un résultat sera discutable si l'addition ou la soustraction de 0,15 point d'indice multimétrique (sur 1) peut faire basculer la conclusion d'un côté ou de l'autre d'une limite ; ce sera toujours le cas (il n'est pas possible, mathématiquement, qu'il en aille autrement) ; la conclusion sera donc toujours qualifiée de 'peu fiable' dans le cas des étangs et dans l'état actuel de notre capacité d'évaluer leur 'état de santé'.

6.8.2.3 Adaptation future des indices.

Il ne semble pas que le calcul des indices macroinvertébrés doive être substantiellement modifié en vue du monitoring en ce qui concerne les rivières et le canal.

Des adaptations sont plus probables dans le cas des étangs.

6.8.2.4 Fiabilité de l'échantillonnage.

L'échantillonnage comporte des risques d'erreurs qui sont variables en fonction des masses d'eau et qu'il convient de ne pas négliger :

- dans une masse d'eau comme la Woluwe ou le Roodkloosterbeek, bien que fortement modifiée, la faible profondeur, la relative transparence de l'eau et la relative diversité des microhabitats permettent d'effectuer un échantillonnage au filet aussi fiable et reproductible que dans un ruisseau naturel ;
- dans les masses d'eau fortement modifiées comme les étangs, la profondeur modérée, la relative transparence de l'eau et la relative diversité des microhabitats permettent d'effectuer un échantillonnage également assez fiable au filet ;
- dans une masse d'eau fortement modifiée comme la Senne, la profondeur et l'opacité de l'eau ne permettent pas d'effectuer un échantillonnage réellement fiable au filet ; le substrat artificiel représentent la partie la plus fiable de l'échantillonnage ;
- dans une masse d'eau artificielle comme le canal, la grande profondeur, le manque de visibilité (eau turbide) et la faible diversité des microhabitats rendent l'échantillonnage au filet assez aléatoire ; les substrats artificiels représentent la partie la plus fiable de l'échantillonnage.

Dans les deux premiers cas (la Woluwe, le Roodkloosterbeek et les étangs), les substrats artificiels qui ont été retrouvés n'ont apporté aucun taxon supplémentaire par rapport à l'échantillonnage au filet. Dans les deux derniers cas (la Senne et surtout le canal), les substrats artificiels fournissent la majorité des taxons, qui n'ont pas été trouvés autrement en raison de l'inaccessibilité des habitats. L'expérience que nous avons des substrats artificiels

montre que tous les taxons mobiles et relativement abondants sont correctement échantillonnés ; en revanche, les taxons immobiles ou localisés dans des microhabitats particuliers sont sous-échantillonnés.

Les risques liés à l'échantillonnage comportent

- le sous-échantillonnage et en particulier le risque de ne pas échantillonner tous les microhabitats : risque de manquer certains taxons (y compris indicateurs) ou de récolter trop peu d'individus d'un taxon indicateur pour qu'il puisse être pris en compte ;
- le sur-échantillonnage : risque de surreprésentation de taxons rares (exagération de la biodiversité) ou de récolter plusieurs individus d'un taxon indicateur alors qu'il est rare et qu'il ne devrait pas être pris en compte.

Le risque de ne pas réaliser un échantillonnage standard et représentatif est probablement celui qui peut avoir le plus de répercussions sur le résultat final. En fait la fiabilité des indices discutée ci-dessus est directement dépendante de la qualité de l'échantillonnage. Il est donc essentiel de confier l'échantillonnage à des personnes qui ont une bonne expérience du terrain et de la méthode.

6.8.2.5 Fiabilité des identifications.

L'identification des invertébrés requiert bien sûr une formation adéquate, mais ne pose pas de problème majeur, en particulier pour l'IBGN (l'identification s'arrête au niveau des familles). En outre les identifications peuvent être vérifiées en cas de doute. Le risque d'erreur lié à des identifications erronées est donc faible.

6.8.2.6 Définition des potentiels écologiques.

Nous avons vu que les systèmes flamand et wallon aboutissaient à des résultats similaires dans l'évaluation de l'état des rivières de la Région bruxelloise. Nous les considérerons donc comme équivalents (dans les limites du faible nombre de comparaisons dont nous disposons). Nous continuerons, pour définir le potentiel écologique des cours d'eau bruxellois, avec un seul système, et c'est le système wallon qui a été retenu pour trois raisons : (a) nous le connaissons mieux pour l'avoir pratiqué depuis plus de 10 ans, (b) l'IBGN fournit un intervalle de fiabilité intrinsèquement plus étroit que l'indice multimétrique et (c) la feuille Excel qui a servi à calculer l'état actuel des cours d'eau a également permis de réaliser des simulations, or s'il est assez facile d'inclure les taxons que l'on estime pouvoir trouver dans les rivières après amélioration de leur état, il est beaucoup moins aisé d'imaginer les densités de population que chacun de ces taxons pourra atteindre : cette donnée est nécessaire pour calculer l'indice multimétrique flamand (il intervient dans le calcul de l'indice de Shannon & Wiener) alors que ce n'est pas nécessaire pour l'indice wallon.

La déclaration d'un potentiel écologique d'une masse d'eau fortement modifiée ou artificielle s'appuie sur l'hypothèse que la masse d'eau en question acquière une partie des caractéristiques d'une masse d'eau naturelle. Nous estimerons donc comment les caractéristiques de la masse d'eau fortement modifiée ou artificielle exerce des contraintes qui réduisent la biodiversité des macroinvertébrés. Il n'existe cependant pas de méthode permettant d'apprécier quantitativement la part de chaque contrainte dans cette réduction, mais il est possible de les regrouper en deux grands facteurs : (a) morphologique et (b) chimique et il est aussi possible d'hierarchiser ces facteurs.

En effet, supposons d'abord que la qualité morphologique de la masse d'eau soit fortement améliorée, alors qu'aucune amélioration ne serait réalisée au niveau de la qualité chimique :

on verra augmenter le nombre de taxons (grâce à l'augmentation de la diversité d'habitat) mais on ne verra pas apparaître de taxons plus exigeants, et les indices écologiques n'augmenteront que faiblement.

Supposons maintenant que la qualité chimique de la masse d'eau soit nettement améliorée, alors qu'aucune amélioration ne serait faite au niveau de la qualité morphologique : malgré le déficit de diversité d'habitat, on pourrait voir se réinstaller des macroinvertébrés plus exigeants : à la fois la richesse taxonomique et le niveau d'exigence augmenteraient, entraînant une augmentation plus significative des indices écologiques.

Nous formulerons donc, dans chaque cas, deux hypothèses, l'une dite 'basse', qui envisage l'amélioration de la qualité chimique de l'eau sans autre amélioration et l'autre dite 'haute' qui envisage l'amélioration de la qualité chimique de l'eau et, au moins localement, une amélioration des caractéristiques morphologiques de la masse d'eau.

L'incidence de la morphologie, et en particulier de la forme des berges sur la biodiversité est particulièrement bien mise en évidence dans la Meuse, à l'endroit où elle entre en Belgique. Entre Ham-sur-Meuse en France et Heer en Belgique (distants de 17 km), la qualité chimique de l'eau ne change pas : bien que eutrophisée, elle peut être considérée comme globalement bonne. En revanche, les berges sont consolidées de manière très différente : l'aménagement en France est réalisé pour la navigation de péniches n'excédant pas 300 tonnes, les berges sont stabilisées en pente assez douce et permettent aux hydrophytes et aux héliophytes de se développer, alors qu'en Belgique (en fait à partir de Givet), le fleuve est aménagé pour accueillir des péniches au gabarit de 1350 tonnes : les berges sont en de nombreux endroits des murs verticaux. La richesse taxonomique chute de 48 taxons à Ham-sur-Meuse à 27 taxons à Heer (Usseglio-Polatera & Beisel, 2002).

6.9 Masses d'eau fortement modifiées - Résultats par rapport aux potentiels écologiques.

Nous commencerons par estimer les contraintes : quels paramètres de la diversité d'habitat ont été perdus ou perturbés du fait des modifications qui ont été faites au cours d'eau ou de l'usage qui en est fait. Ensuite nous évaluerons les conséquences pour les macroinvertébrés : quels taxons ou quels groupes fonctionnels sont éliminés ou mis en état de stress du fait de la perte de diversité d'habitat.

6.9.1 la Woluwe et le Roodkloosterbeek.

Les impacts humains et leurs conséquences sont les suivants :

1	action volontaire de <u>déboisement</u> ; ce type d'action est historique (plusieurs siècles) et partiellement réversible ; localement les rives ont été reboisées ;	le déboisement produit une augmentation de la luminosité à la surface du ruisseau et donc la température de l'eau ; elle stresse donc les organismes sténothermes microthermes. Or parmi les macroinvertébrés et les poissons indicateurs les plus exigeants, plusieurs sont microthermes (exemple : les plécoptères, et dans une mesure moindre les éphémères Rhitrogenidae, certains trichoptères et les Salmonidae) ; le déboisement contribue donc à défavoriser les taxons indicateurs du haut du tableau de l'IBGN utilisé en Wallonie et les 'taxons EPT' utilisés en Flandre. Contrairement aux autres actions, le déboisement
---	--	--

		partiel augmente la diversité d'habitats pour la végétation et permet l'installation d'hélophytes et d'hydrophytes ;
2	action volontaire non seulement de <u>suppression de la liberté du cours d'eau</u> mais aussi de <u>suppression des méandres</u> ; ce type d'action, réalisée pour des raisons d'aménagement urbain pendant le 20 ^{ème} siècle (notamment : création du boulevard de la Woluwe,...) semble totalement irréversible ;	La suppression de la liberté du cours d'eau supprime une part de l'hétérogénéité temporelle et notamment l'apparition sporadique d'habitats nouveaux et donc les niches correspondant aux espèces pionnières. La suppression des méandres supprime une part de l'hétérogénéité spatiale et notamment des gradients locaux de profondeur et de vitesse de courant ; les gradients de profondeur sont importants pour l'installation de ceintures de végétation et les gradients de vitesse de courant engendrent des gradients de granulométrie du substrat, ces deux paramètres (vitesse et nature du substrat) sont parmi les clefs de la répartition des macroorganismes et des poissons (exemple : les Goeridae vivent à la surface de sédiments graveleux, les Molannidae vivent à la surface de sédiments limoneux, les Ephemeridae fouissent des sédiments relativement grossiers parcourus par des courants interstitiels, etc.) ;
3	action volontaire <u>d'égalisation de la profondeur</u> de l'eau et de <u>gestion par l'enlèvement des obstacles</u> (branches mortes) qui risqueraient de favoriser les inondations ; cette action réalisée pour des raisons d'aménagement urbain pendant le 20 ^{ème} siècle est partiellement réversible ;	la conséquence de l'égalisation de la profondeur a déjà été évoquée dans le point précédent, quant à l'enlèvement des branches mortes, elle supprime la disponibilité de substrats durs. Or parmi les macroinvertébrés indicateurs les plus exigeants, plusieurs sont plus ou moins liés à des substrats durs (exemple : les plécoptères, quelques éphémères, certains trichoptères et certains mollusques) ; l'enlèvement des bois morts contribue donc à défavoriser les taxons indicateurs du haut du tableau de l'IBGN utilisé en Wallonie et les 'taxons EPT' utilisés en Flandre ;
4	action volontaire <u>d'augmentation de la hauteur des berges</u> ; cette action est en fait une conséquence de la suppression des méandres pour des raisons d'aménagement urbain pendant le 20 ^{ème} siècle et est partiellement réversible ;	la conséquence de l'augmentation de la hauteur des berges a déjà été évoquée au point 2 : elle empêche ou limite fortement l'installation de ceintures de végétation ;
5	actions volontaires et dispersées de déversements ponctuels (dans l'espace) d'eaux usées ou de déchets ; cette action, illégale, est difficile à contrôler et continuera	il est très difficile d'estimer quelle part les déversements clandestins prennent dans l'altération du ruisseau ; ils sont probablement négligeables par rapport aux débordements d'égouts : voir le point suivant ;

	sans doute à exister ;	
6	actions involontaires de déversements ponctuels (dans le temps) d'eaux d'égout à l'occasion de fortes pluies ; il existe des solutions techniques à cette action mais il semble difficile (coûteux) à les mettre en œuvre ;	à l'occasion de très fortes pluies, les égouts peuvent déborder. Même si cela ne se produit que deux ou trois fois par an, cela a un effet catastrophique sur les organismes exigeants quant à la teneur en oxygène dissous dans l'eau (macroinvertébrés et poissons) : ces accidents (et les déversements clandestins) apportent une charge en matière organique qui sédimente (en partie), ceci engendre (a) des vases noires, (b) des déficits en oxygène dissous qui peuvent être forts au moment des déversements et (c) des déficits en oxygène dissous moins forts mais de plus longue durée, car les matières organiques qui ont sédimenté continuent à être métabolisées par la microflore hétérotrophe et consomment de l'oxygène ;
7	application volontaire de sel contre la neige, le givre et le verglas en hiver ; une partie de ce sel aboutit dans la rivière et il sera sans doute difficile de supprimer cette perturbation ;	l'arrivée de sel dans la rivière, au-delà d'une concentration seuil, provoque la dérive des macroinvertébrés (ils se détachent de leur substrat et se laissent entraîner par le courant) : Crowther & Hynes (1977) ont montré que ce seuil se situe entre 1 et 2 g de chlorure par litre selon les espèces : c'est un seuil probablement rarement atteint à Bruxelles ;
8	action volontaire de création d'étangs qui sont traversés par le flux d'eau ; le séjour dans les étangs modifie les propriétés physique et chimique de l'eau qui alimente ensuite les ruisseaux ;	les étangs piègent les feuilles mortes qui sont par la suite métabolisées et produisent une eutrophisation secondaire ; en été la température de l'eau augmente par l'exposition directe au rayonnement solaire et le séjour prolongé dans les étangs. Tout ceci stimule le développement d'un phytoplancton (caractéristique d'une eau stagnante) et des grandes fluctuations de la concentration en oxygène dissous que l'on retrouve dans l'exutoire ; les espèces exigeantes sont défavorisées ainsi que les groupes fonctionnels α et β ;
9	certains de ces étangs hébergent des populations trop grandes d'oiseaux aquatiques (et de poissons) qui sont nourris par les promeneurs ; il en résulte une pollution organique et une eutrophisation secondaire.	les oiseaux d'eau et les poissons en surabondance et leur nourrissage augmentent l'eutrophisation et exacerbent les problèmes évoqués au point précédent.

Les conséquences des impacts humaines sont en fait encore plus complexes que ce qui a été expliqué ci-dessus, car il faut aussi tenir compte des interactions ‘top down’ (les poissons, en fonction de leur abondance et de leur diversité, exercent des pressions de prédation sur les invertébrés et de broutage sur la flore) et ‘bottom up’ (l’existence de prairies d’hélophytes et d’hydrophytes offrent des habitats supplémentaires aux diatomées épiphytiques, aux macroinvertébrés et aux poissons).

6.9.1.1 Déclaration du potentiel écologique maximal de la Woluwe.

a) Hypothèse ‘basse’ : nous considérons que la plupart des impacts morphologiques sont irréversibles, mais qu’une amélioration de la qualité chimique de l’eau est obtenue : de bons témoins de l’amélioration de cette qualité seraient la disparition (progressive) des vases noires dans les sédiments et un taux d’oxygène dissous souvent proche de la saturation dans la colonne d’eau.

Compte tenu des types d’habitats disponibles dans la Woluwe et de notre expertise,

- on pourrait raisonnablement espérer voir se réinstaller des macroinvertébrés au moins du groupe 4 de l’IBGN.
- on pourrait raisonnablement espérer voir coexister au moins 22 à 24 taxons (tels que définis par l’IBGN), c’est-à-dire atteindre la classe 7 de diversité des macroinvertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l’IBGN d’au moins 11.

Ceci fournit le potentiel écologique maximal ; les autres limites inférieures de classes sont obtenues en multipliant les numéros de groupe indicateur et de classe de diversité ainsi que l’IBGN respectivement par 0,75, 0,5 et 0,25.

La Woluwe a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 6 pour la diversité et 7 pour l’IBGN ; le tableau 5-13A permet de la situer par rapport à son potentiel ‘bas’

Tableau 5-13A: état de la Woluwe (WOL 025) par rapport à son potentiel écologique ‘bas’ (hypothèse de l’amélioration de la seule qualité chimique). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	4	7	11
Bon	3	5.25	8.25
Moyen	2	3.5	5.5
Médiocre	1	1.75	2.75
Mauvais	0	0	0

Dans l’hypothèse de la seule amélioration de la qualité chimique de l’eau, la Woluwe actuelle se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau moyen de son potentiel écologique ‘bas’, avec un indicateur dans le vert. Cette conclusion est ‘fiable’.

b) Hypothèse ‘haute’ : non seulement la qualité chimique de l’eau est améliorée mais aussi des aménagements sont réalisés : ces aménagements (locaux vu le contexte urbain) permettraient à la rivière (a) de contourner au moins en partie certains étangs et (b) restitueraient à certains endroits des berges en pente douce permettant l’installation d’hydrophytes et d’hélophytes (dont il faudra probablement contrôler le développement). Dans ces conditions,

Compte tenu des types d'habitats attendus dans la Woluwe et de notre expertise,

- on pourrait raisonnablement espérer voir se réinstaller des invertébrés du groupe 5 de l'IBGN (et il n'est pas exclu de voir revenir des représentants du groupe 6).
- on pourrait raisonnablement espérer voir coexister plus de 25 taxons (tels que définis par l'IBGN), c'est-à-dire atteindre la classe 8 de diversité des macroinvertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN d'au moins 12.

Ceci fournit le potentiel écologique maximal aux endroits où les aménagements seraient réalisés ; les autres limites inférieures de classes sont obtenues en multipliant les numéros de groupe indicateur et de classe de diversité ainsi que l'IBGN respectivement par 0,75, 0,5 et 0,25.

La Woluwe a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 6 pour la diversité et 7 pour l'IBGN ; le tableau 5-13B permet de la situer par rapport à son potentiel 'haut'

Tableau 5-13B : état de la Woluwe (WOL 025) par rapport à son potentiel écologique 'haut' (hypothèse de l'amélioration de la qualité chimique et de la morphologie). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	5	8	13
Bon	3.75	6	9.75
Moyen	2.5	4	6.5
Médiocre	1.25	2	3.25
Mauvais	0	0	0

Dans l'hypothèse de l'amélioration de la qualité chimique de l'eau et de la morphologie, la Woluwe actuelle se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau moyen de son potentiel écologique 'haut', avec un indicateur dans le vert mais avec un autre dans l'orange. Cette conclusion est 'peu fiable' (on est à moins d'un point du potentiel médiocre)

Prise en compte des groupes fonctionnels : dans les deux hypothèses ('haute' et 'basse'), les simulations qui ont été faites comportent tous les groupes fonctionnels sauf le groupe α (caractéristique du rhithron).

6.9.1.2 Déclaration du potentiel écologique maximal du Roodkloosterbeek.

Nous avons posé les mêmes types d'hypothèses pour le Roodkloosterbeek que pour la Woluwe, ce qui donne les résultats suivants :

Le Roodkloosterbeek a obtenu 3 pour le groupe indicateur, 6 pour la diversité et 8 pour l'IBGN ; le tableau 5-14A permet de la situer par rapport à son potentiel 'bas' et le tableau 5-14B par rapport à son potentiel 'bas'

Tableau 5-14A: état du Roodkloosterbeek (ROO 001) par rapport à son potentiel écologique ‘bas’ (hypothèse de l’amélioration de la seule qualité chimique). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	4	7	11
Bon	3	5.25	8.25
Moyen	2	3.5	5.5
Médiocre	1	1.75	2.75
Mauvais	0	0	0

Dans l’hypothèse de la seule amélioration de la qualité chimique de l’eau, le Roodkloosterbeek actuel se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau moyen de son potentiel écologique ‘bas’, avec cependant déjà deux indicateurs dans le vert. Cette conclusion est ‘peu fiable’ (l’IBGN est à 0,25 point du bon potentiel)

Tableau 5-14B : état du Roodkloosterbeek (ROO 001) par rapport à son potentiel écologique ‘haut’ (hypothèse de l’amélioration de la qualité chimique et de la morphologie). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	5	8	13
Bon	3.75	6	9.75
Moyen	2.5	4	6.5
Médiocre	1.25	2	3.25
Mauvais	0	0	0

Dans l’hypothèse de l’amélioration de la qualité chimique de l’eau et de la morphologie, le Roodkloosterbeek actuel se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau moyen de son potentiel écologique ‘haut’, avec un indicateur dans le vert. Cette conclusion est ‘fiable’.

6.9.2 la Senne.

La Senne étant considérée dans le même type de masse d’eau (rivières et ruisseaux limoneux à pente moyenne), on pourrait lui appliquer les mêmes potentiels écologiques qu’à la Woluwe et au Roodkloosterbeek. Toutefois, les impacts humains sur la Senne sont plus intenses et plus irréversibles, ce qui nécessite de définir d’autres potentiels.

Outre le déboisement, la suppression de la liberté du cours d’eau, la suppression des méandres qui sont des impacts très anciens et irréversibles, ainsi que l’arrivée de sel en hiver, la Senne a subi des impacts avec les conséquences suivantes :

10	une canalisation avec <u>bétonnage des berges</u> : ceci est très localement réversible ;	le bétonnage des berges empêche le développement des hélophytes et par voie de conséquence l’installation de nombreux macroinvertébrés et en particulier ceux du groupe fonctionnel ε ;
----	---	---

11	un <u>voûtement</u> sur une longue distance : ceci semble peu réversible ;	la partie voûtée de la Senne n'autorise aucun développement de végétation, et défavorise la majorité des macroinvertébrés ; toutefois quelques espèces particulières (troglobies) pourraient y trouver un habitat à leur convenance ;
12	des déversements abondants et permanents d'eaux usées : ceci devrait disparaître ;	les déversements abondants et permanents d'eaux usées sont la cause de l'absence totale de macroinvertébrés à la sortie de la région ;
13	une augmentation de température (3°C) entre l'entrée et la sortie de la Région bruxelloise ; ceci est probablement réversible.	si la qualité chimique de l'eau était rétablie, l'augmentation de température à la sortie de la Région bruxelloise défavoriserait les taxons des groupes fonctionnels α (de toute façon absents) et β et pourrait favoriser l'installation d'espèces exotiques thermophiles.

6.9.2.1 Déclaration du potentiel écologique maximal de la Senne.

Hypothèse 'basse' : nous considérons que les impacts morphologiques sont irréversibles, mais qu'une amélioration de la qualité chimique de l'eau est obtenue : de bons témoins de l'amélioration de cette qualité seraient la disparition (progressive) des vases noires.

Le potentiel écologique est proposé pour la partie de la Senne qui n'est pas voûtée :

- on pourrait raisonnablement espérer voir se réinstaller des invertébrés du groupe 5 de l'IBGN
- compte tenu des berges, on ne devrait pas dépasser 18 taxons (tels que définis par l'IBGN), c'est-à-dire atteindre la classe 6 de diversité des macroinvertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN d'au moins 10.

Ces valeurs sont nettement en dessous de celles proposées en Wallonie pour les rivières limoneuses à pente moyenne et même en dessous de celles proposées pour les rivières canalisées (groupe indicateur = 6, classe de diversité = 9 et IBGN = 14), ceci est dû au fait que notre estimation tient compte du bétonnage des berges.

Hypothèse 'haute' : outre une amélioration de la qualité chimique de l'eau, les berges sont localement réaménagées (le site de la station d'épuration nord se prêterait bien à ce type d'aménagement) : des végétaux aquatiques pourraient se réinstaller.

Dans ce cas, les valeurs proposées en Wallonie pour les rivières canalisées (groupe indicateur = 6, classe de diversité = 9 et IBGN = 14) sont aussi proposées pour la Senne.

6.9.2.2 La Senne à l'entrée de la Région bruxelloise.

La Senne à l'entrée de la Région Bruxelloise a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 2 pour la diversité et 3 pour l'IBGN ; le tableau 5-15A permet de la situer par rapport à son potentiel 'bas'.

Tableau 5-15A: état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée de la Région Bruxelloise par rapport à son potentiel écologique 'bas' (hypothèse de l'amélioration de la seule qualité chimique). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	5	6	10
Bon	3.75	4.5	7.5
Moyen	2.5	3	5
Médiocre	1.25	1.5	2.5
Mauvais	0	0	0

Dans l'hypothèse de la seule amélioration de la qualité chimique de l'eau, la Senne actuelle à l'entrée de la Région bruxelloise, se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau médiocre de son potentiel écologique 'bas'. Cette conclusion est 'peu fiable' (à moins d'un point du mauvais potentiel).

La Senne à l'entrée de la Région Bruxelloise a obtenu 2 pour le groupe indicateur, 2 pour la diversité et 3 pour l'IBGN ; le tableau 5-15B permet de la situer par rapport à son potentiel 'haut'

Tableau 5-15B : état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée de la Région Bruxelloise par rapport à son potentiel écologique 'haut' (hypothèse de l'amélioration de la qualité chimique et des berges). Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Groupe indicateur	Classe de diversité	IBGN
Maximal	6	9	14
Bon	4.5	6.75	10.5
Moyen	3	4.5	7
Médiocre	1.5	2.25	3.5
Mauvais	0	0	0

Dans l'hypothèse de l'amélioration de la qualité chimique de l'eau et des berges, la Senne actuelle à l'entrée de la Région Bruxelloise se situe donc, en ce qui concerne les macroinvertébrés, à un niveau 'mauvais' de son potentiel écologique 'haut'. Cette conclusion est 'peu fiable' (on est à moins d'un point du potentiel médiocre).

6.9.2.3 La Senne à la sortie de la Région bruxelloise.

La Senne devrait avoir les mêmes potentiels à la sortie de la Région bruxelloise ; tous les indicateurs sont actuellement au plus bas, par conséquent, elle est actuellement en état de 'mauvais potentiel' dans les deux hypothèses ('basse' et 'haute'). Ces conclusions sont 'fiables'.

Si la qualité de l'eau est améliorée, le long segment voûté devrait permettre le développement de quelques éléments de faune troglobie (Haplotaxidae, Niphargidae,...) que l'on peut s'attendre à trouver dans les échantillons à la sortie de la Région bruxelloise.

Prise en compte des groupes fonctionnels : dans l'hypothèse 'haute', les simulations qui ont été faites impliquent tous les groupes fonctionnels sauf le groupe α (caractéristique du rhithron). En revanche, dans l'hypothèse 'basse', qui maintient les berges bétonnées, le groupe ϵ est également absent.

6.9.3 Les étangs.

Les étangs sont considérés par l'IBGE comme des masses d'eau fortement modifiées (et non comme des masses d'eau artificielles) dans la mesure où ils sont creusés dans les fonds de vallées et traversés par l'eau des ruisseaux. Les caractéristiques morphologiques et les impacts humains et leurs conséquences sont les suivants (tous les points ne s'appliquent pas à tous les étangs !) :

1	action volontaire de <u>creusement des étangs</u> , ce type d'action est historique (plusieurs siècles) ; l'ancienne fonction de produire des poissons pour la consommation humaine est devenue secondaire ;	la création des étangs a souvent remplacé des zones marécageuses : ces biotopes naturels ont été supprimés et remplacés par des biotopes (eau plus profonde) auparavant inexistantes à ces endroits ; toutefois, la périphérie des étangs pourraient héberger les mêmes communautés que les zones marécageuses (mais voir 2) ;
2	action volontaire de <u>stabilisation des berges</u> qui sont verticales (étang long de Woluwé, étang du parc des sources) et d'ouverture de l'étang par suppression partielle ou totale des ceintures de végétation (les trois étangs) ; cette caractéristique peut être modifiée ;	la stabilisation des berges par des murs verticaux empêche les ceintures de végétation de s'installer ; depuis quelques années, le dépôt de gabions fournit en compensation un substrat qui convient aux hélophytes ; en revanche, les hydrophytes autres que les nénuphars ne s'installent pas (ceci est lié au point 7) : l'absence d'hydrophytes de plus petite taille est préjudiciable à certains macroinvertébrés (du groupe fonctionnel ε) ;
3	Les étangs se trouvent souvent dans un contexte de parcs et <u>entourés d'arbres</u> (les trois étangs) ; ceci ne doit pas être modifié ;	les étangs agissent comme des pièges pour les feuilles mortes, celles-ci sédimentent et forment un dépôt organique pauvre en oxygène ; ceci devient un problème majeur avec l'action conjointe des points 6 et 7 ;
4	actions illégales et dispersées de <u>déversements de déchets</u> ; ces actions sont difficiles à contrôler et continueront sans doute à exister ;	il est très difficile d'estimer quelle part les déversements clandestins prennent dans l'altération des étangs ; ils sont probablement négligeables par rapport aux points 6 et 7 ;
5	application volontaire de <u>sel</u> contre la neige, le givre et le verglas en hiver ; une partie de ce sel aboutit dans les étangs (surtout étang long de Woluwé) et il sera sans doute difficile de supprimer cette perturbation ;	l'arrivée de sel dans les étangs pose problème à partir d'un seuil (1 à 2 g de chlorure par litre selon les macroinvertébrés) probablement rarement atteint à Bruxelles ;
6	actions involontaires de <u>débordement des égouts</u> à l'occasion de fortes pluies (observé pour l'étang du parc des sources, probable aussi pour l'étang long de	à l'occasion de très fortes pluies, les égouts peuvent déborder et se répandre dans les étangs. Même si cela ne se produit que deux ou trois fois par an, cela a un effet catastrophique sur les étangs : la matière organique sédimente et

	<p>Woluwé) ; c'est une perturbation importante qu'il sera sans doute difficile de contrôler ;</p>	<p>engendre (a) des vases anoxiques, (b) des déficits en oxygène dissous qui peuvent être forts au moment des déversements et (c) une eutrophisation secondaire ; ces trois caractéristiques ont des conséquences défavorable pour de nombreux macroinvertébrés et poissons ; les fontaines qui ont été installées dans certains étangs sont sensés réduire les déficits en oxygène dissous (nous ne connaissons pas leur efficacité) ;</p>
7	<p><u>nourrissage exagéré</u> par les promeneurs <u>des oiseaux aquatiques</u>, lesquels deviennent trop nombreux par rapport à la capacité portante des étangs (surtout l'étang long de Woluwé) ; <u>les poissons</u> bénéficient également de ce nourrissage et <u>deviennent aussi trop nombreux</u>. Il en résulte une pollution organique et une eutrophisation secondaire ; c'est une perturbation importante qui est partiellement contrôlable ;</p>	<p>les oiseaux d'eau et les poissons en surabondance et leur nourrissage augmentent l'eutrophisation et exacerbent les problèmes évoqués au point précédent ; en outre ils consomment des hydrophytes et les empêchent probablement de se développer, privant ainsi les macroinvertébrés du groupe fonctionnel ε de leur habitat préféré ; les responsables de l'IBGE nous ont signalé avoir retiré la majorité des poissons de l'étang long de Woluwé pendant l'hiver 2003-04 ; ceci ne semblait cependant pas encore eu d'effet bénéfique en septembre 2004 (les canards restent très nombreux et peuvent masquer l'absence des poissons) ;</p>
8	<p>actions volontaires de <u>mise à sec</u> périodique des étangs avec ou sans curage (le processus était en cours au moment de l'échantillonnage à l'étang de Boitsfort, et les responsables de l'IBGE nous ont signalé avoir mis à sec l'étang long de Woluwé pendant l'hiver 2003-04).</p>	<p>en réponse à l'accumulation de vase, on procède à des mises à sec périodiques des étangs (qui permettent à la matière organique d'être oxydée au contact de l'air). Cette mise à sec crée une perturbation forte dans la communauté des macroinvertébrés ; après la remise en eau, elle connaîtra une recolonisation par étapes successives, avec pendant les premières années, la possibilité pour des organismes assez exigeants de s'y installer au moins momentanément. Les mises à sec périodiques sont donc relativement favorables à la diversité des macroinvertébrés. Il faut être conscient du fait que les indices biotiques peuvent donc varier en fonction de l'éloignement dans le temps des mises à sec.</p>

Détermination du potentiel écologique.

L'article de Vanden Bossche & Usseglio-Polatera (sous presse) n'envisage pas les masses d'eau stagnantes telles que les lacs et les étangs.

Le rapport de Gabriels et al, 2004 traite les masses d'eau stagnantes (comme les étangs) par la même procédure que les eaux courantes et définit un état de référence pour les 'alkalische meren'. Il nous semble très raisonnable d'utiliser leur 'très bon état écologique' comme 'potentiel écologique maximal' pour les étangs de la Région bruxelloise. Il est en effet tout à fait possible d'atteindre au moins 26 taxons (tels que définis dans le système flamand), dont au moins 5 taxons appartenant aux éphémères, plécoptères et trichoptères et au moins 8 autres taxons exigeants (en particulier des odonates, quelques hétéroptères et certains mollusques).

Les étangs visités possèdent tous au moins quelques segments de berges 'naturelles' (dans l'étang de Boitsfort, elles sont même majoritaires). Nous ne formulerons donc qu'une seule hypothèse : celle de l'amélioration de la qualité de l'eau. Les hydrophytes (autres que les nénuphars) sont pratiquement inexistantes malgré la présence de segments de berges en pente douce et malgré les efforts de réintroduction de ces plantes par les gestionnaires de l'IBGE (les poissons et les canards en surnombre consomment ces plantes).

La méthode appliquée aux étangs s'appuie cependant sur des données nettement moins nombreuses que sur les rivières ; elle pourrait sans doute encore être améliorée et demandera une interprétation prudente (voir discussion sur la fiabilité).

6.9.3.1 L'étang long de Woluwé.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15b et fiche d'inventaire en annexe 16b. L'échantillonnage est réalisé près de l'extrémité occidentale de l'étang.

Première impression : les berges sont stabilisées et verticales (mais peu profondes). Des gabions ont été installés il y a quelques années et ont permis le développement de grands hélrophytes (*Typha*, *Iris*) qui donne une allure moins artificielle à cet étang. Ces hélrophytes sont tellement serrées qu'il n'y a pas du tout d'eau libre entre leurs bases. Les hydrophytes sont peu abondantes et représentées par des nénuphars qui n'offrent pas un très bon habitat aux macroinvertébrés. L'eau est verte et turbide, témoignant d'une forte eutrophisation, le fond est couvert de vase noire, abondante et malodorante (pollution organique ?) malgré la mise à sec de l'hiver précédent ; les oiseaux d'eau sont nombreux, en particulier des ouettes d'Égypte. L'oxygène dissous était à saturation dans la colonne d'eau le 17/9/2004 mais en déficit relatif le 21/10.

Impression lors de l'échantillonnage : présence de mollusques et pauvreté des autres invertébrés.

Un substrat artificiel a été déposé le 17/9/2004 et récupéré le 21/10, il n'a pas apporté de taxon supplémentaire par rapport à l'échantillonnage au filet.

Conclusion provisoire : impression plutôt défavorable (qui sera contredit par l'indice multimétrique), les berges sont très peu favorables au développement de la végétation ; sur les gabions, les plantes sont tellement serrées qu'elles n'offrent pratiquement pas d'abri aux invertébrés. L'étang semble pollué par matières organiques et l'eau est eutrophisée.

Indices

La cote IBB est de 7/10 avec 16 taxons et des trichoptères (Hydroptilidae) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 10/20 avec 18 taxons et des trichoptères (Hydroptilidae) comme groupe indicateur.

Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un étang ; le groupe β (caractéristiques d'eaux courantes) est peu abondant, ce qui est également normal. En revanche, l'absence du groupe ϵ est à première vue surprenant puisque des massifs d'hélrophytes sont développés dans l'étang, toutefois l'absence de ce groupe s'explique par le

fait que (a) les hélophytes sont serrées au point de ne laisser aucune eau libre entre leurs bases, (b) les berges sont verticales et (c) les hydrophytes (autres que les nénuphars) sont inexistantes. Donc seuls les groupes γ (*Physella*, *Bithynia*,...), δ (*Helobdella*, *Sigara*) et ζ (Tubificidae et *Chironomus*), sont bien représentés.

Bien que peu nombreux, nous signalerons la présence dans cet étang de *Crangonyx pseudogracilis*, d'origine nord américaine, introduite en 1979 aux Pays-Bas et signalé pour la première fois en Belgique (dans la Meuse) en 1991.

L'étang long de Woluwé a obtenu 20 pour le nombre de taxons, 3 pour le nombre de taxons EPT, 4 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 2,52 pour l'indice de Shannon & Wiener et 4,75 pour la tolérance moyenne, et donc un total de scores de 13 et 0,65 pour l'indice multimétrique. Le tableau 5-16 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme potentiel maximal.

Tableau 5-16: état de l'étang long de Woluwé ETA 013 par rapport à un étang de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport à l'état de référence "alkalische meren" (= potentiel)								
Maximal	>26	>4,5	>7,5	>2.675	>5.225	4	16	0,8
Bon	>19	>3	>5	>1.85	>4.15	3	12	0,6
Moyen	>12	>1,5	>2,5	>1.025	>3.075	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

L'étang long de Woluwé apparaît donc en 'bon état' écologique en contradiction avec l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage (à cause de l'abondance de vase et de la surcharge en oiseaux aquatiques). Cette conclusion est 'peu fiable' (l'indice multimétrique est à 0,1 point du potentiel moyen).

Ce bon résultat est à mettre en relation avec le fait que cet étang a été mis à sec et curé pendant l'hiver 2003-04 (information communiquée par les gestionnaires de l'IBGE) : voir point 8 des impacts humains. L'état de l'étang pourrait encore être meilleur si des hydrophytes autres que les nénuphars pouvaient se développer (la richesse en macroinvertébrés pourrait augmenter).

6.9.3.2 Le grand étang de Boitsfort.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15b et fiche d'inventaire en annexe 16b. L'échantillonnage est réalisé vers le milieu de la berge septentrionale de l'étang, le niveau de l'eau a été abaissé de 1,10 m (processus de mise à sec).

Première impression : les grandes hélophytes (*Typha*,...) sont présentes sans former de populations trop serrées, il y a des algues vertes filamenteuse entre les bases des hélophytes ; les hydrophytes sont représentées par des nénuphars. L'eau est verte mais transparente (peu profonde), témoignant d'une eutrophisation sans doute modérée, le fond est couvert de vase avec un biofilm d'algues unicellulaires vertes ; il ne semble pas y avoir de vase noire en profondeur ; les oiseaux d'eau sont assez nombreux (canards) mais localisés à l'extrémité

septentrionale de l'étang. L'oxygène dissous était en forte sursaturation dans la colonne d'eau le 16/9/2004.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance de Corixidae et de Baetidae, présence de grands mollusques (d'autant plus faciles à voir que le niveau de l'eau est abaissé) et pauvreté des autres invertébrés. Un groupe de 6 bouvières sont récoltées (et relâchées) en échantillonnant parmi les hélophytes.

Deux substrats artificiels ont été déposés le 16/9/2004 mais aucun n'a été récupéré en raison de la mise à sec totale de l'étang (avec travaux d'aménagement).

Conclusion provisoire : impression assez favorable (qui ne sera pas confirmée par les indices). L'étang est un peu eutrophisé mais ne semble pas pollué par matières organiques.

Indices

La cote IBB est de 6/10 avec 13 taxons et des éphémères (*Cloeon*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 7/20 avec 20 taxons et des éphémères (Baetidae) comme groupe indicateur.

Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un étang et le groupe β n'est représenté que par un taxon. Les autres groupes sont représentés par des nombres relativement égaux en ce qui concerne les taxons, mais seuls les groupes γ (*Cloeon*) et δ (*Sigara*) sont abondamment représentés.

Signalons ici aussi la présence de *Crangonyx pseudogracilis* (un seul individu) d'origine nord américaine, introduite en 1979 aux Pays-Bas et signalé pour la première fois en Belgique (dans la Meuse) en 1991.

Le grand étang de Boitsfort a obtenu 20 pour le nombre de taxons, 1 pour le nombre de taxons EPT, 4 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 1,54 pour l'indice de Shannon & Wiener et 4,50 pour la tolérance moyenne, et donc un total de scores de 11 et 0,55 pour l'indice multimétrique.

Le tableau 5-17 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme potentiel maximal.

Tableau 5-17: état du grand étang de Boitsfort ETA 051 par rapport à un étang de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
Situation par rapport à l'état de référence "alkalische meren" (= potentiel)								
Maximal	>26	>4,5	>7,5	>2.675	>5.225	4	16	0,8
Bon	>19	>3	>5	>1.85	>4.15	3	12	0,6
Moyen	>12	>1,5	>2,5	>1.025	>3.075	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

Le grand étang de Boitsfort est en état écologique 'moyen', alors que l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage était plutôt favorable. Cette conclusion est 'peu fiable' (l'indice multimétrique est à 0,05 point du bon potentiel).

Ces résultats ne sont sans doute pas significatifs, vu que le niveau de l'eau venait d'être fortement abaissé, l'étang était certainement loin de l'équilibre.

6.9.3.3 L'étang du parc des sources.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15b et fiche d'inventaire en annexe 16b. L'échantillonnage est réalisé au nord et à l'est de l'étang (de part et d'autre d'un gros massif de roseaux).

Première impression : les grandes hélrophytes (*Phragmites*) sont présentes en populations très serrées : il n'y a pas d'eau libre entre leurs bases ; les nénuphars sont abondants. L'eau est verte et peu transparente, témoignant d'une eutrophisation. Ceci nous a initialement étonné, vu que l'étang est alimenté par des sources proches et que les oiseaux d'eau (foulques) ne semblent pas trop nombreux. L'oxygène dissous était à saturation le 17/9/2004.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance de Baetidae et présence d'un troglobionte : *Niphargus* ; pauvreté des autres invertébrés.

Un substrat artificiel a été déposé le 17/9/2004, mais il avait disparu le 21/10. Ce jour-là, l'eau de l'étang était grise et l'oxygène dissous était en déficit. La veille une forte pluie avait fait déborder un égout dont les eaux s'étaient répandues dans l'étang.

Conclusion provisoire : impression d'abord favorable, mais l'étang est occasionnellement pollué par des eaux d'égout et souffre d'une eutrophisation probablement secondaire.

Indices

La cote IBB est de 5/10 avec 11 taxons et des éphémères (*Cloeon*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 7/20 avec 19 taxons et des éphémères (Baetidae) comme groupe indicateur. La grande différence du nombre de taxons entre les deux indices s'explique par la présence de nombreux taxons représentés par un seul individu (non pris en compte par l'IBB).

Le groupe fonctionnel α et β sont tout à fait absents, ce qui est normal pour un étang. Les autres groupes sont représentés par des nombres inégaux de taxons, les groupes γ (*Cloeon* et *Asellus*), δ (*Helobdella* et *Sigara*) et ζ (*Niphargus*) sont abondamment représentés.

Signalons que *Niphargus* est un troglobionte qui vit aussi dans la nappe phréatique ; sa présence en relative abondance (17 individus) témoigne de la proximité de sources et probablement d'une continuité entre le fond de l'étang et la nappe phréatique.

L'étang du parc des sources a obtenu 19 pour le nombre de taxons, 2 pour le nombre de taxons EPT, 2 pour le nombre de taxons exigeants non EPT, 1,86 pour l'indice de Shannon & Wiener et 4,42 pour la tolérance moyenne, et donc un total de scores de 11 et 0,55 pour l'indice multimétrique.

Le tableau 5-18 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme potentiel maximal.

Tableau 5-18: état de l'étang du parc des sources ETA 223 par rapport à un étang de son type dans le système flamand. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	Indice multimétrique
	Situation par rapport à l'état de référence des "alkalische meren" (= potentiel)							
Maximal	>26	>4,5	>7,5	>2.675	>5.225	4	16	0,8
Bon	>19	>3	>5	>1.85	>4.15	3	12	0,6
Moyen	>12	>1,5	>2,5	>1.025	>3.075	2	8	0,4
Médiocre	>5	>0	>0	>0.2	>2	1	4	0,2
Mauvais	0	0	0	0	0	0	0	0

L'étang du parc des sources est en état écologique moyen (et proche du bon état), ce qui est conforme avec notre impression de terrain. Cette conclusion est 'peu fiable' (l'indice multimétrique est à 0,05 point du bon potentiel). Cet étang pourrait obtenir un score plus élevé (a) s'il n'était pas soumis occasionnellement à des débordements d'égout et (b) si des hydrophytes autres que les nénuphars pouvaient se développer.

6.10 Masses d'eau artificielles - Résultats par rapport aux potentiels écologiques.

En ce qui concerne les masses d'eau artificielles, nous commencerons par estimer quels paramètres de la diversité d'habitat sont manquants et n'ont jamais pu apparaître du fait de la conception de la masse d'eau et des usages que l'on en fait. Ensuite nous évaluerons quels taxons ou quels groupes fonctionnels ne peuvent pas s'installer ou sont soumis à un stress du fait des caractéristiques de l'habitat.

6.10.1 Le canal.

Les caractéristiques morphologiques, les usages et leurs conséquences sont les suivants :

1	Les <u>berges sont verticales</u> et construites en béton ou en pierres : ceci semble irréversible (sauf très localement) ;	les berges ne permettent l'installation d'aucune végétation ni submergée ni héliophytique ; elles n'offrent pas l'habitat requis par de nombreux insectes (notamment du groupe fonctionnel ε) ;
2	<u>l'eau est partout profonde</u> de 2 mètres près des berges et plus au centre ; il n'y a pas de zone peu profonde : ceci semble également irréversible (sauf très localement) ;	la profondeur de l'eau implique une pression assez élevée au fond et exclut la plupart des insectes (dont la respiration, même sous l'eau, reste trachéenne, sauf quelques exceptions comme les Chironomides) ;
3	<u>la navigation agite vigoureusement l'eau</u> et crée des courants turbulents et imprévisibles : ceci semble tout à fait irréversible (sauf très localement) ;	le caractère imprévisible (par rapport à des repères naturels) et turbulent des courants déloge les organismes et les stresse ;

4	la navigation remet les sédiments en suspension et rend l'eau constamment très turbide : ceci semble tout à fait irréversible (sauf très localement) ;	la turbidité limite la possibilité de photosynthèse et colmate les surfaces branchiales des animaux ;
5	le canal est alimenté par une eau de mauvaise qualité chimique avant et dans la Région bruxelloise (dérivations de la Senne à Lembeek et à Anderlecht) ; la qualité de cette eau devrait s'améliorer dans le futur ;	la mauvaise qualité chimique de l'eau et sa faible teneur en oxygène dissous empêche les organismes exigeants de s'installer ;
6	le canal joue un rôle de bassin d'orage et reçoit à l'occasion de fortes pluies des eaux provenant du débordement des égouts et / ou de la Senne (voir schéma fourni par l'IBGE) ; il semble difficile de remédier à cette situation ;	le rôle de bassin d'orage n'est en principe pas très dommageable pour la faune et la flore, mais c'est la qualité de l'eau qui atteint le canal qui pose problème (voir point 5) ;
7	une augmentation de température (4°C) entre l'entrée et la sortie de la Région bruxelloise.	l'augmentation de température à la sortie de la Région bruxelloise défavoriser les taxons des groupes fonctionnels α (de toute façon absents) et β et pourrait favoriser l'installation d'espèces exotiques thermophiles.

6.10.1.1 Le canal à l'entrée (au sud) de la Région bruxelloise.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15b et fiche d'inventaire en annexe 16b. L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal entre dans la Région Bruxelloise, juste en amont du pont de chemin de fer Bruxelles – Gent, en amont de l'écluse d'Anderlecht et en amont de l'adduction d'eau de la Senne dans le canal.

Première impression : les berges sont en grande partie bétonnées et verticales. L'eau est verdâtre et trouble, il n'y a aucune plante aquatique dans la section échantillonnée. Les bateaux qui viennent du sud ralentissent à l'approche de l'écluse d'Anderlecht et provoquent peu d'agitation ; en revanche, ceux qui sortent de l'écluse sont en phase d'accélération et provoquent des courants turbulents mais peu de vagues contre les berges.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance de petits crustacés (*Gammarus*, et *Dikerogammarus*, nettement dominants par rapport à *Asellus*) et pauvreté des autres groupes d'invertébrés. Aucun organisme n'est capturé par le raclage des berges. En échantillonnant à la benne près des berges, on ramène peu de sédiments et surtout de l'argile mais pas de vase noire. Ceci contraste avec l'oxygène dissous qui était en déficit dans la colonne d'eau (le 8/9/2004).

Trois substrats artificiels ont été déposés le 8/9/2004 et récupérés le 12/10.

Conclusion provisoire : les berges sont très peu favorables au développement d'une biocoenose et l'eau est pollué par matières organiques ; cette pollution est davantage perceptible dans la colonne d'eau (faible taux d'oxygène dissous) que dans les sédiments (pas de vase noire).

Indices

La cote IBB est de 5/10 avec 6 taxons et des Gammaridae (*Gammarus* et *Dikerogammarus*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 4/20 avec 8 taxons et les Gammaridae comme groupe indicateur.

Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un canal ; le groupe ε est également absent, ce qui est lié à l'absence de plantes aquatiques. Seuls les groupes β (dominé par *Gammarus*) et ζ (dominé par *Dikerogammarus* et les Tubificidae) sont bien représentés. Les groupes du potamon sont anormalement rares : le groupe γ n'est représenté que par quelques individus (*Dugesia* et *Asellus*) et le groupe δ n'est représenté que par un seul individu.

Signalons la présence en abondance de *Dikerogammarus villosus* d'origine ponto-caspienne, et qui est arrivé en Belgique (dans la Meuse) en 1998.

6.10.1.2 Le canal à la sortie (au nord) de la Région bruxelloise.

Rapport de terrain : voir fiche de terrain en annexe 15b et fiche d'inventaire en annexe 16b. L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal quitte la Région Bruxelloise, juste en amont du pont de Buda.

Première impression : les berges sont bétonnées et verticales. L'eau est grisâtre et trouble, il n'y a aucune plante aquatique dans la section échantillonnée. Les bateaux passent en vitesse de croisière et provoquent des courants turbulents et des vagues contre les berges.

Impression lors de l'échantillonnage : abondance de petites planaires (*Dugesia*), de petites sangsues (*Helobdella*) et de petits crustacés (*Asellus*) et pauvreté des autres groupes d'invertébrés. Aucun organisme n'est capturé par le raclage des berges. En échantillonnant à la benne près des berges, on ramène peu de sédiments où dominant le sable et les petits cailloux mais pas de vase noire. Ceci contraste avec l'oxygène dissous qui était très loin de la saturation dans la colonne d'eau (11% de la saturation le 13/10).

Trois substrats artificiels ont été déposés le 9/9/2004 et récupérés le 13/10.

Conclusion provisoire : les berges sont très peu favorables au développement d'une biocoenose et l'eau est pollué par matières organiques ; cette pollution est davantage perceptible dans la colonne d'eau (faible taux d'oxygène dissous) que dans les sédiments (pas de vase noire). L'eau est nettement plus chaude que ce que l'on attendrait : 18°C le 13/10 et 14°C le 16/11, soit 4°C de plus que dans le canal à l'entrée de la Région. Cette température élevée accélère l'oxydation de la matière organique et contribue à expliquer la faible teneur en oxygène dissous.

Indices

La cote IBB est de 5/10 avec 6 taxons et des Mollusques (*Bithynia*) comme groupe indicateur ; la cote IBGN est de 4/20 avec 7 taxons et les mollusques comme groupe indicateur.

Les groupes fonctionnels α et β sont tout à fait absents, ce qui est normal pour un canal et le groupe ε est absent, ce qui est lié à l'absence de plantes aquatiques et aux berges verticales. Seuls les groupes γ (*Dugesia* et *Asellus*) et δ (*Helobdella*), et dans une moindre mesure ζ (Tubificidae), sont bien représentés.

6.10.1.3 Déclaration du potentiel écologique maximal du canal.

En Wallonie, le potentiel maximal des canaux et rivières canalisées prévoit des taxons du groupe indicateur au moins égale à 6, une classe de diversité au moins égale à 10 et un IBGN au moins égale à 15.

Nous ne disposons pas de données pour la Flandre : le rapport de Gabriels et al, 2004 n'envisage pas les masses d'eau artificielles comme les canaux ; nous ferons à titre indicatif une comparaison avec l'état de référence du type 'grote rivier'.

Hypothèse 'basse' : nous considérons que les impacts morphologiques sont irréversibles, mais qu'une amélioration de la qualité chimique de l'eau est obtenue : un bon témoin de l'amélioration de cette qualité serait un taux d'oxygène dissous proche de la saturation ; plus accessoirement, une température identique à la sortie et à l'entrée de la Région serait aussi souhaitable.

Compte tenu des types d'habitats disponibles dans le canal et de notre expertise,

- il sera difficile pour la plupart des insectes de venir pondre dans le canal (berges verticales) et à leurs larves de se développer (grande profondeur) ; il semble donc difficile d'accueillir des taxons indicateurs supérieurs à 4.
- on pourrait raisonnablement espérer voir coexister au moins 16 taxons (tels que définis par l'IBGN), c'est-à-dire atteindre la classe 5 de diversité des macroinvertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN de 8.

Ceci fournit la limite inférieure du potentiel écologique maximal ; les autres limites inférieures de classes sont obtenues en multipliant les numéros de groupe indicateur et de classe de diversité ainsi que l'IBGN respectivement par 0,75, 0,5 et 0,25.

Hypothèse 'haute' : outre une amélioration de la qualité chimique de l'eau, les berges sont localement réaménagées (sur des longueurs minimales de 50 m, comportant avec une zone d'eau peu profonde à l'abri des vagues dues à la navigation) : à ces endroits des végétaux aquatiques pourraient se réinstaller.

Compte tenu des types d'habitats qui pourraient devenir disponibles en bordure du canal et de notre expertise,

- il serait possible d'accueillir localement des taxons indicateurs du groupe 5.
- on pourrait espérer voir coexister au moins 26 taxons (tels que définis par l'IBGN), c'est-à-dire atteindre la classe 8 de diversité des macroinvertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN de 12.

Ceci fournit la limite inférieure du potentiel écologique maximal ; les autres limites inférieures de classes sont obtenues en multipliant les numéros de groupe indicateur et de classe de diversité ainsi que l'IBGN respectivement par 0,75, 0,5 et 0,25.

Le potentiel maximal de notre hypothèse 'haute' est nettement moins élevé que pour les canaux de Wallonie en raison du fait que l'aménagement des berges, dans le contexte bruxellois, ne pourrait se faire que très localement.

Comparaison avec les potentiels écologiques.

Le canal, que ce soit au sud (entrée) ou au nord (sortie) de Bruxelles, a obtenu les mêmes indices : 2 pour le groupe indicateur, 3 pour la diversité et 4 pour l'IBGN ; la comparaison avec les potentiels écologiques vaut donc pour les deux localisations. Le tableau 5-19 permet de le situer par rapport au potentiel des rivières canalisées et canaux wallons et par rapport aux potentiels maximaux 'haut' et 'bas' définis dans ce rapport.

Tableau 5-19: comparaison de la situation du Canal (KAN 005 et KAN 050) par rapport au potentiel des canaux wallons et par rapport au potentiel défini ci-dessus. Ce sont les limites inférieures des classes qui sont mentionnées.

Potentiel	Numéro de groupe indicateur	Numéro de classe de diversité	IBGA
Situation par rapport au potentiel des rivières canalisée et canaux wallons			
Maximal	6	9	14
Bon	4,5	6,75	10,5
Moyen	3	4,5	7
Médiocre	1,5	2,25	3,5
Mauvais	0	0	0
Situation par rapport au potentiel 'haut' défini dans ce rapport			
Maximal	5	8	12
Bon	3,75	6	9
Moyen	2,5	4	6
Médiocre	1,25	2	3
Mauvais	0		0
Situation par rapport au potentiel 'bas' défini dans ce rapport			
Maximal	4	5	8
Bon	3	3,75	6
Moyen	2	2,5	4
Médiocre	1	1,25	2
Mauvais	0	0	0

Par rapport au potentiel des rivières canalisées et canaux wallons, le canal est en état 'médiocre' (conclusion 'peu fiable', à moins d'un point du mauvais état). Par comparaison avec l'état de référence des 'grote rivieren' on obtient un indice multimétrique de 0,20 pour le canal au sud et de 0,25 pour le canal au nord, donc dans les deux cas un état 'médiocre' (conclusion 'peu fiable' dans les deux cas, à moins de 0,1 point du mauvais état) ; ceci est de nouveau en accord avec les conclusions dérivées du système wallon.

Par rapport au potentiel 'haut' défini dans ce travail, le canal est en état 'médiocre'. Cette conclusion est 'fiable'. Par rapport au potentiel 'bas', moins exigeant, le canal est en état 'moyen'. Cette conclusion est 'peu fiable' (l'IBGN est à un point du potentiel médiocre).

Prise en compte des groupes fonctionnels : dans l'hypothèse 'haute', les simulations qui ont été faites impliquent les groupes fonctionnels γ à ζ ; le groupe α (caractéristique du rhithron) est absent et le groupe β (caractéristique de la transition entre le rhithron et le potamon) est peu représenté. Dans l'hypothèse 'basse', qui maintient les berges bétonnées, le groupe ε est également absent.

6.11 Remerciements.

Nous tenons à remercier M. Jean-Pierre Vanden Bossche et le Centre de Recherches sur la Nature, les forêts et le Bois (Région wallonne) pour le prêt de la benne à échantillonner les sédiments et l'autorisation d'utilisation les états de références wallons.

Nous tenons également à remercier MM Thierry Warmoes et Henk Maekelberghe et le Vlaams Milieu Maatschappij pour l'autorisation d'utilisation les états de références flamands.

Nous sommes reconnaissants à nos collègues de la VUB, à ceux du service des pêches de Groenendael et aux responsables et gestionnaires de l'IBGE pour la bonne entente et les discussions stimulantes de nos réunions.

7. Vissen

(door: Jan Breine & Claude Belpaire)

De Kaderrichtlijn water (EU Water Framework Directive, WFD, 2000) stelt zich tot doel dat alle Europese waters in 2015 een 'goede toestand' hebben bereikt. Om deze toestand te kunnen beoordelen dienen beoordelingssystemen worden ontwikkeld die gebruik maken van verschillende ecologische kwaliteitselementen. Vis is één van de kwaliteitselementen en voor de Kaderrichtlijn water (KRW) moet er voor de oppervlaktewaters (rivieren en meren) gerapporteerd worden over de samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw. Er moet voor elk type oppervlakte water een referentie beschreven worden. Voor de visfauna in een natuurlijk waterlichaam betekent dit dat de samenstelling en abundantie van de soorten geheel of vrij geheel overeenkomen met de onverstoorde staat. Verder dienen de typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten aanwezig te zijn en de leeftijdsopbouw mag slechts weinig tekenen van verstoring vertonen. In een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam dient een maximaal en goed ecologisch potentieel worden beschreven. Voor het maximaal ecologisch potentieel moeten de waarden voor de kwaliteitselementen zoveel mogelijk normaal zijn in vergelijking tot het meest vergelijkbare type oppervlaktelichaam van de categorie waarin het hoort nl. rivieren of meren. Terwijl voor het goed ecologisch potentieel lichte veranderingen in de waarden van de kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximaal ecologisch potentieel toegestaan zijn.

Op basis van deze referenties kunnen per type water maatlatten ontwikkeld worden elk bestaande uit deelmaatlatten of metrieken die bepaalde aspecten van de visstand beoordelen. Op elke deelmaatlat kan een score tussen 0 en 1 bekomen worden. De som van de bekomen scores geeft een appreciatie van de ecologische kwaliteit.

Bij het ontwikkelen van de maatlatten is het van groot belang dat er een gestandaardiseerde methodologie ontwikkeld wordt zowel wat betreft de staalname als wat betreft het vastleggen van de grenswaarden van de deelmaatlatten.

In dit hoofdstuk beschrijven we voor de verschillende types waterlichamen het goed potentieel, het maximaal ecologisch potentieel en waar relevant de referentie. We stellen ook een gestandaardiseerde staalname methode voor in overeenkomst met de CEN (CEN, 2002a). Tenslotte ontwikkelen we een score systeem de Index voor Biotische Integriteit Brussel (IBIB) voor het bepalen van de ecologische toestand. Deze IBIP zal waarschijnlijk nog aangepast worden. Immers momenteel zijn er weinig gegevens voor handen en moet er nog een interkalibratie oefening uitgevoerd worden met Wallonië en Vlaanderen. Hierbij moet bekomen worden dat het evaluatiecijfer voor de grensoverschrijdende waterlopen vergelijkbaar zijn.

7.1 Voor- en nadelen van vissen

De eigenschappen van vissen als biologisch kwaliteitselement zijn hieronder weergegeven.

Eigenschappen

- Vissen zijn aanwezig in bijna alle oppervlakte waters.
- Vispopulaties zijn sedentair of vertonen wel gekende migraties.
- Het feit dat de meeste vissen lang leven betekent dat ze informatie bevatten van historische omgevingsveranderingen, en dus bijdragen tot een temporele dimensie van de waterloop beoordeling.

- Er bestaat een grote kennis van de natuurlijke geschiedenis en gevoeligheid voor verstoringen voor vele soorten en hun reacties op deze is meestal wel gekend.
- Vissen staan aan de top van de voedselpiramide en reflecteren verstoringen in de lagere trofische niveaus. Daarenboven bevat de visgemeenschap soorten die tot verschillende trofische niveaus horen: omnivoren, herbivoren, insectivoren, planktivoren and piscivoren.
- De visgemeenschappen zijn terug te vinden in verschillende niches (habitat) in de waterlopen: bodem, waterkolom, stroomminnend, plantminnend enz...en migreren soms over belangrijke afstanden waarmee ze de verschillende aspecten van een groot schalig habitat incorporeren. Met andere woorden vissen integreren in een ruimtelijk patroon informatie van de ecologische processen in de waterlopen.
- Visgemeenschappen herstellen snel na een natuurlijke verstoring: eerst komen de tolerante soorten terug gevolgd door de meer gevoeliger soorten.
- Verstoring in groei en rekrutering worden gemakkelijk opgemerkt en reflecteren stress.
- Vissen hebben een economische waarde en zijn aaibaar. Ze vertegenwoordigen een maat voor de kwaliteit van de waterlopen die gemakkelijk begrepen wordt door het publiek.
- Vissen zijn gevoelig voor een grote verscheidenheid van verstoring zowel in ruimte als in tijd.

Nadelen

- De interpretatie van de resultaten kan beïnvloed worden door visuitzettingen.
- Het verkrijgen van een totaalbeeld van de vissamenstelling is niet haalbaar.
- Seizoensale effecten moeten ingecalculereerd worden bij het beoordelen.

Eigenschappen van de staalname methodes

- In het algemeen kunnen vissen gemakkelijk gevangen worden.
- De methodologie voor het vissen is wel bepaald (CEN).
- De staalname frequentie is kleiner dan voor kort levende organismen.
- Het identificeren tot op soortniveau is eenvoudig en kan op het terrein gebeuren.

Nadelen

- Het afvissen is arbeidsintensief en is daarom duur.
- Weersomstandigheden kunnen een invloed hebben op de vangstefficiëntie.

7.2 Methodologie

7.2.1 Rivieren

Net zoals de andere kwaliteitselementen kunnen vissen op verschillende manieren gemonitord worden. CEN (2002a, 2002b) geeft richtlijnen voor het bemonsteren met respectievelijk elektriciteit en kieuwnetten. Er is nog geen document voor het gebruik van fuiken en sleepnet. Bij het elektrisch vissen wordt er in het water een elektrisch veld opgewekt tussen de anode en kathode pool. De grootte van het veld wordt bepaald door de stroomsterkte en het type elektroden. Een vis in het elektrisch veld wordt onderhevig aan elektrotaxis (aantrekking) en/of elektronarcose (verdoving). De efficiëntie wordt beïnvloed door de spanning, de watertemperatuur en de grootte van de vis (Regis et al., 1981). Het voordeel van de elektrische visvangst in rivieren boven het gebruik van netten en fuiken ligt in het feit dat deze methode minder soort selectief is. Kieuwnetten daarentegen zijn zeer selectief zowel op soort als op grootte (Hamley, 1975). De selectiviteit wordt bepaald door de maaswijdte, elasticiteit, sterkte en zichtbaarheid van het net alsook door de vorm, grootte en zwemgedrag van de vis. Verder kan men de efficiëntie bij het elektrisch vissen in grote mate constant houden als men tenminste steeds met dezelfde personen werkt. Deze methode laat ons ook toe om vissen tussen waterplanten en holle oevers weg te vissen. Tenslotte treedt er ook zeer weinig vissterfte op bij het juist hanteren van deze methode. Natuurlijk zijn er wel factoren waar we rekening mee moeten houden. Zo zal een te grote geleidbaarheid van het water de vangstefficiëntie drastisch doen verminderen. In een snelstromend water bestaat de kans dat verdoofde vissen niet opgemerkt worden. Goffaux et al. (2003) bestudeerden verschillende methodes voor het bekomen van visgemeenschap data voor de ontwikkeling van een visindex van het Maasbekken. Hierbij werden boomkor, kieuwnet en elektrische vangstechnieken in de Maas met elkaar vergeleken. Voor de ontwikkeling van een visindex werd door deze auteurs besloten om alleen de elektrische vangstgegevens te gebruiken. In het door de Europese Unie gesponsorde FAME project (Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) werd voor het elektrisch vissen dezelfde methode overgenomen als beschreven in CEN (2002a). Naargelang de beoogde resultaten wordt een locatie één of tweemaal afgevisd (Mahon, 1980; Penczak & Kruk, 1999; CEN, 2002a). Volgens Cross & Stott (1975) zou de vangstefficiëntie verlaagd worden bij een tweede passage. Soms wordt de rivier afgespannen met een net voor het voorkomen van ontsnappingen (Kruse et al., 1998). Deze methode is echter niet praktisch vooral bij sterke stroming. Voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van een waterloop beschrijven verschillende auteurs methodes vergelijkbaar met de CEN (Tabel 6-1 en 6-2) voor wat betreft het elektrisch vissen. (Oberdorff et al., 1993; Belpaire et al., 2000; Hughes et al., 2002; Paller, 2002; Reynolds et al., 2003; Breine et al., 2004; Hughes et al., 2004). Scholten (2003) stelt voor om in één locatie verschillende punten te bemonsteren. Elk punt komt daarbij overeen met een heel klein oppervlak (enkele m²).

Voor grote rivieren (> 30 m breed) worden vaak verschillende technieken gecombineerd (Meffe & Berra, 1988; Pegg & Pierce, 2002) of alleen sleepnetten (Whiteside & McNatt, 1972; Angermeier & Smogor, 1994). De combinatie van verschillende methodes schept wel problemen voor het bepalen van een maatlat. We zijn van mening dat in het kader van het ontwikkelen voor een maatlat er beter geopteerd wordt voor één methode.

7.2.2 Meren

In meren en vijvers is het gebruik van elektrovisserij niet effectief wanneer de diepte één meter overtreft en is praktisch niet toepasbaar wanneer het doorzicht minder is dan 50 cm. (Bohlin et al., 1989). Daarom wordt in meren en vijvers elektrisch vissen alleen toegepast in de oeverzone. Op deze wijze zijn de ontsnappingsmogelijkheden beperkt daar de vissen gevangen zitten tussen de boot en oeverzone. Bohlin et al. (1989) en Simoens et al. (2002) combinerden verschillende methodes voor het bepalen van de vissamenstelling in vijvers en meren. In de litorale zone kunnen op deze wijze (wadend of met boot) alle soorten gevangen worden met elektrische visvangst. De pelagische zones kunnen bemonsterd worden door middel van kieuwnetten (Gourène et al., 1999; Jeppesen et al., 1994, 2000), fuiken, sleepnetten en akoestische methodes (Horppila et al., 1996; Kamenir et al., 1999). Voor het bepalen van de densiteit van de populatie wordt aangeraden om de vangst-terugvangst methode, waarbij de gevangen vissen gemerkt worden, toe te passen. Karr en Dionne (1991) stellen voor om, omwille van de diversiteit aan habitatstructuren verschillende technieken te gebruiken voor het verzamelen van visgegevens in meren. Voor de ontwikkeling van een index voor biotische integriteit gebruikte Simon (1998) twee afvismethodes nl. sleepnetten en elektrische visvangst. Verschillende onderzoekers combineerden vangstgegevens van elektrische vangsten, fuiken en kieuwnetten voor het bepalen van een maatlat voor stilstaande waters (Belpaire et al., 2000; O'Connor et al., 2000). Terwijl Minns et al. (1994) enkel elektrisch visvangstgegevens gebruikten voor de ontwikkeling van een visindex. De lengte van het bemonsterde traject was telkens 100m. Tammi et al. (1999) verzamelden visstandgegevens via enquêtes. Het is duidelijk dat deze methode niet gebruikt kan worden voor het bepalen van een maatlat.

7.2.3 Besluit

Er bestaat een grote verscheidenheid in technieken voor het verzamelen van visstandgegevens. Voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van rivieren op basis van gegevens over de vissamenstelling opteren we voor één methode. Deze methode wordt toegepast in Vlaanderen en Wallonië en stemt overeen met deze beschreven in CEN. Voor het bepalen van de waterkwaliteit in kanalen en meren stellen we voor om twee technieken te gebruiken.

7.2.4 Voorgestelde methode

Op basis van eigen ervaring en beschrijvingen uit de literatuur stellen we volgende methodiek voor.

7.2.4.1 Rivieren

Selectie van locatie:

De geselecteerde locatie moet representatief zijn, binnen het segment, wat betreft de habitat types en diversiteit, landgebruik en intensiteit van antropogene invloed. Een rivier segment is bepaald als:

1 km voor rivieren met een bekken <100 km²

5 km voor rivieren met een bekken tussen 100-1000 km²

10 km voor rivieren met een bekken >1000 km²

Methode

Tabellen 6-1 en 6-2 geven de details weer van de toe te passen methode voor het bekomen van visstand gegevens bruikbaar voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van de waterloop.

Tabel 6-39: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor doorwaadbare rivier (< 0.7 m diep).

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal of anodes:	Eén anode per 2 m rivierbreedte*
Aantal schepnetten:	Elke anode wordt gevolgd door één of twee schepnet dragers (maaswijdte 6 mm maximum) en één container voor het stockeren van de gevangen vis.
Aantal passages:	Eén passage
Wanneer:	Tijdens dag
Lengte locatie:	10 maal de rivierbreedte met een minimum lengte van 100 m
Oppervlakte locatie:	Rivier breedte <15 m: totale oppervlakte Rivier breedte >15 m: verschillende locaties worden geselecteerd en bemonsterd binnen de locatie (al of niet continu), met een minimum van 1000 m ²
Richting:	Stroomopwaarts
Beweging:	Traag, de totale habitat oppervlakte bestrijken met een zwaaiende beweging waarbij gepoogd wordt de vissen uit hun schuilplaats te drijven
Stop net:	Wanneer toepasbaar

* naar Belpaire et al., 2000. Dit betekent dat er intensiever gevist wordt dan voorgesteld door de CEN.

Tabel 6-40: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor diepere rivieren (> 0.7 m diep).

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal of anodes:	Minimum 2 anodes
Aantal passages:	Eén passage
Wanneer:	Tijdens dag
Lengte locatie:	10 maal de rivierbreedte met een minimum lengte van 100 m
Oppervlakte locatie:	Beide oevers van de rivier of een aantal subsamples afhankelijk van de habitat diversiteit met een minimum van 1000 m ²
Richting:	Bij normale stroomsnelheid: stroomafwaarts zodat het habitat goed bemonsterd kan worden Hoge stroomsnelheid: stroomopwaarts Bijna stilstaand: geen richting bepaald
Beweging:	Traag, de totale habitat oppervlakte bestrijken met een zwaaiende beweging waarbij gepoogd wordt de vissen uit hun schuilplaats te drijven
Stop net:	Wanneer toepasbaar

7.2.4.2 Kanalen

Selectie van locatie:

De geselecteerde locatie moet representatief zijn, binnen het segment, wat betreft de habitat types en diversiteit, landgebruik en intensiteit van antropogene invloed. Een kanaal segment is bepaald als 5 km.

Methode

Voor beide technieken wordt een boot gebruikt.

Elektrisch: langs de oever als deze schuilplaatsen bevat en het kanaal daar niet dieper is dan één meter. We gebruiken hier de methode zoals voorgesteld in tabel 6-2. Voor eventuele interkalibratie stellen we de lengte van de locatie vast op 250 m langs beide oevers. De breedte van het transect is twee meter. Voor het verwerken van de gegevens worden de resultaten voor beide oevers samengevoegd met deze van de fuikvangsten.

Fuiken: langs de oevers zodat ze de scheepvaart niet bemoeilijken. Er worden op iedere locatie, per oever, twee dubbele schietfuiken geplaatst voor een periode van 48 uur. De tijdsduur werd bepaald op basis van resultaten van Geeraerts & De Charleroi (2003). De fuiken hebben een diameter van 90 cm en een totale lengte van 22 meter (Van Thuyne, 1996). Naargelang de geselecteerde metriek worden de fuikvangsten omgerekend naar vangst per dag per fuik. De oppervlakte die afgevist wordt met één fuik is bepaald op 80 m².

7.2.4.3 Meren

Selectie van locatie:

Het aantal locaties hangt af van de grootte en diversiteit van het meer. Het is van belang dat de oeverzone en de pelagiale zone bevestigd worden. Bij het bepalen van de locaties langs de oeverzone moet gepoogd worden om de verschillende habitat types te bestrijken. De pelagiale zone kan verdeeld worden in verschillende zones. Het aantal zones hangt af van de grootte van het meer. Standaard wordt voor de types van vijvers in het Woluwe bekken (<3ha) per hectare één zone aangeduid (persoonlijke mededeling IBW).

Methode

Elektrisch: langs de oever over een afstand van minimaal 100 m. Er kan wadend of van op een boot gevist worden. De breedte van het transect is bepaald op 2 m. Voor het verwerken van de gegevens worden de resultaten van de oevervangsten samengevoegd met deze van de fuikvangsten.

Fuiken: Er worden op iedere locatie twee dubbele schietfuiken geplaatst voor een periode van 48 uur. De fuiken hebben een diameter van 90 cm en een totale lengte van 22 m (Van Thuyne, 1996). De gegevens worden omgerekend naar vangst per dag per fuik naargelang de gebruikte metriek.

Voor de verschillende types waterlichamen wordt er geen voorkeur gegeven aan een bepaalde **periode** van afvissing. Toch stellen we voor dat er het best gevist wordt in de periode maart-juni en/of september-oktober.

7.3 Beoordelingssysteem

Er bestaan nationaal (Belpaire et al., 2000; Kestemont et al., 2000; Breine et al., 2004) en internationaal (Karr, 1981; Karr et al., 1986; Leonard & Orth, 1986; Hughes et al., 1988; Miller et al., 1988; Fausch et al., 1990; Hugueny, 1990; Lyons et al., 1995; Lyons et al., 1996; Ganasan & Hughes, 1998; Liang. & Menzel, 1997; Hughes & Oberdorff, 1999; McCormick et al., 2001; Goffaux et al., 2003; Hughes et al., 2004) verschillende beoordelingssystemen of indices voor rivieren gebaseerd op visgegevens. In het kader van het FAME project werd een model ontwikkeld waarbij op basis van visstandgegevens en abiotische gegevens een indexscore en appreciatie van de ecologische integriteit berekend worden.

Voor de kanalen en meren beschikken we nationaal over het werk van Belpaire et al. (2000). Internationaal zijn er minder publicaties verschenen over visindices voor meren (Lyons et al., 2000; O'Connor et al., 2000; Wanzenböck et al., 2002).

Al de ontwikkelde indices bestaan uit verschillende metrieken. Een metriek is een parameter die de toestand beschrijft van een bepaalde eigenschap van de visgemeenschap. Voor elke metriek worden grenswaarden bepaald ten opzichte van een referentie. Deze grenswaarden werden bepaald op basis van historische data, expert kennis, statistische analyses of een combinatie van deze. De som van de bekomen scores geeft de uiteindelijke indexwaarde die vertaald wordt naar een appreciatieklasse of integriteitklasse.

Het toepassen van de nationaal ontwikkelde systemen op de bekomen resultaten is een nuttige oefening daar het ons inzicht geeft over de actuele toestand van de bemonsterde locaties. Het staat ons ook toe om de gildensamenstelling te vergelijken met historische gegevens (indien beschikbaar) en met analoge rivieren en stilstaande waters in Vlaanderen. Immers we zijn van oordeel dat er, voor Vlaanderen en het Brussels Gewest, weinig tot geen verschillen bestaan wat betreft typologie en structuurkenmerken in de onverstoorde toestand. Daarenboven voldoen de nationale visindices aan de criteria van de KRW. Ze beoordelen de vissamenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw (Tabel 6-3a,b,c).

Tabel 6-41A: Metrieken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor stilstaande waters in Vlaanderen (meren, vijvers en kanalen) (Belpaire et al., 2000).

Metriek	scores				
	5	4	3	2	1
Totaal aantal soorten	>15	15-12	11-8	7-3	<3
Gemiddelde tolerantie waarde*	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2
Type soorten waarde**	≥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
% <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 % exotische soorten	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10
Gewichtsverhouding piscivore/niet-piscivore soorten	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

*: Hierbij krijgt iedere vissoort een tolerantiescore toegekend (Tabel in bijlage 19) naargelang de gevoeligheid voor verstoring.

** : score is berekend op basis van het gemiddelde van de scores bekomen per soort (in schuinschrift). Hier worden enkel soorten beschouwd die typisch zijn voor het type water.

***: + rekr. and - rekr. Betekent respectievelijk aan- of afwezigheid van natuurlijke rekrutering. Deze uit zich in de aanwezigheid van 0⁺ en éénjarige individuen wat wijst op een natuurlijke voortplanting.

Tabel 6-3B: Metrieken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI voor waterlopen van het type brasem (C1) en barbeel (C2) (Belpaire et al., 2000).

Metriek	Type C1					Type C2				
	5	4	3	2	1	5	4	3	2	1
Totaal aantal soorten										
<i>Rivier breedte < 3m</i>	≥7	6	5-4	3-2	1	≥5	4	3	2	1
<i>Rivier breedte 3-6.4m</i>	≥12	11-9	8-6	5-3	≤2	≥7	6	5-4	3-2	1
<i>Rivier breedte 6.5-8.9m</i>	≥13	12-10	9-7	6-4	≤3	≥10	9-8	7-6	5-4	≤3
<i>Rivier breedte ≥9m</i>	≥14	13-10	9-7	6-4	≤3	≥12	11-9	8-6	5-4	≤3
Gemiddelde tolerantie waarde	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2	≥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	≥3.1	3.09-2.8	2.79-2.5	2.49-2.2	<2.2
Type soorten waarde*	≥4.5	4.49-3.5	3.49-2.5	2.49-1.5	<1.5	≥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.)
% <i>Rutilus rutilus</i>	10-25	25.1-35 7.5-9.9	35.1-45 5-7.4	45.1-55 2.5-4.9	>55 <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	250-349	350-449 100-249	450-549 60-99	550-649 20-59	≥650 <20
Gewicht % exotische soorten	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10	<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	5-4.3	4.29-3.5	3.49-2.5	2.49-1.7	<1.7
% <i>omnivore soorten</i>	<1		1-5		>5	<1		1-5		>5
% <i>invertivore soorten</i>	>45		45-20		<20	>45		45-20		<20
% <i>piscivore soorten</i>	3-5		2.9-1 5.1-7		<1 >7	3-5		2.9-1 5.1-7		<1 >7
Natuurlijke rekrutering (%)	≥85	84.9-70	69.9-55	54.9-40	<40	≥85	84.9-70	69.9-55	54.9-40	<40

Beide zones (C1 & C2) zijn bepaald volgens de breedte en verhang (Huet, 1949). Brasemwater heeft een grotere breedte en een kleiner verhang dan barbeelwater. Dat heeft ook een invloed op de vissamenstelling.

* score is berekend op basis van het gemiddelde van de scores bekomen per soort (in schuinschrift)

** : + rekr. and - rekr. Betekent respectievelijk aan- of afwezigheid van natuurlijke rekrutering

De gemiddelde tolerantie waarde wordt berekend zoals in tabel 6-3a.

De gemiddelde typische soortenwaarde: In een water met een goede biotische integriteit verwachten we de aanwezigheid van typische en begeleidende soorten. Typische soorten zijn deze die echt tot een bepaald type (hier brasem of barbeel zone) horen. Begeleidende soorten vinden we in beide zones.

Tabel 6-3C: Metrieken en grenswaarden voor het berekenen van de IBI van snelstromende rivieren in Vlaanderen (helling $\geq 3\%$, rivier breedte ≤ 4.5 m) naar Breine et al., 2004.

Metriek	Metriek score		
	1	3	5
Soorten rijkdom en samenstelling			
Totaal aantal soorten			
Helling klasse 1 (<4‰)	<4	4-7	≥ 8
Helling klasse 2 (4-5‰)	<3	3-5	≥ 6
Helling klassen 3, 4 & 5 (>5‰)	1	2-4	≥ 5
Typische soorten waarde			
Helling klasse 1	<1.44	1.44-2.88	>2.88
Helling klasse 2	<1.49	1.49-2.97	>2.97
Helling klasse 3 (>5-8‰)	<1.57	1.57-3.13	>3.13
Helling klasse 4 (>8-12.5‰)	<1.69	1.69-3.37	>3.37
Helling klasse 5 (>12.5‰)	<1.85	1.85-3.69	>3.69
Shannon-Wiener diversiteits index	<0.53	0.53-0.68	>0.68
Migratie soorten waarde	<2	2-4	>4
Vis conditie en abundantie			
Biomassa (kg/ha)			
Helling klasse 1	≤ 130	130.1-250	>250
Helling klasse 2	≤ 80	80.1-150	>150
Helling klasse 3	≤ 46	46.1-100	>100
Helling klassen 4 & 5	≤ 30	30.1-60	>60
Lengte klassen 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 voortplanting (individuen)			
Helling klasse 1	<8	8-15.9	≥ 16
Helling klasse 2	<10	10-20.9	≥ 21
Helling klasse 3	<12	12-30.9	≥ 31
Helling klasse 4	<24	24-47.9	≥ 48
Helling klasse 5	<35	35-69.9	≥ 70

De som van de scores gedeeld door het aantal gebruikte metrieken geeft de index waarde (Tabel 6-4). De Ecological Quality Ratio wordt bekomen door de IBI om te zetten naar een schaal van 0 tot 1.

Tabel 6-42: Overzicht van de IBI scores en hun appreciatie (Belpaire et al., 2000), de aangepaste integriteitklassen (Breine et al., 2001, 2004), de EQR en de KRW kleurcode.

IBI scores	IBI appreciatie	Integriteitklasse (KRW)	EQR	KRW kleurcode
>4.5-5	Uitstekend	Hoog	>0.9	Blauw
>4-4.5	Zeer goed	Goed	>0.8-0.9	Groen
>3.5-4	Goed		>0.7-0.8	
>3-3.5	Matig	Matig	>0.6-0.7	Geel
>2.5-3	Kritisch		>0.5-0.6	
>2-2.5	Kritisch-slecht	Zwak	>0.4-0.5	Oranje
>1.5-2	Slecht		>0.3-0.4	
1-1.5	Zeer slecht		0.2-0.3	
0	Dood	Slecht	0	Rood

7.4 Referentietoestanden voor vissen

7.4.1 Inleiding

De referentietoestand van vissen in een natuurlijk waterlichaam moet volgens de KRW voldoen aan de volgende criteria:

- de samenstelling en abundantie van de soorten komt geheel of vrij geheel overeen met de onverstoorde staat.
- de typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten zijn aanwezig
- de leeftijdsopbouw vertoont slechts weinig tekenen van verstoring

Zoals reeds vermeld spreken we voor een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam over een maximaal of goed ecologisch potentieel.

Voor het bepalen van een potentieel zijn er verschillende benaderingen mogelijk.

Volgens Hughes (1995) heeft de combinatie van regionale referentiesites en historische data, geïnterpreteerd door gebruik van lineaire modellen en professioneel beoordeeld de meeste kans van slagen. Daar we hier met sterk veranderde waterlichamen te maken hebben zullen we een goed of maximaal ecologisch potentieel beschrijven naargelang het waterlichaam al of niet kunstmatig is. We beschikken slechts over een beperkt aantal gegevens en daarom beschrijven we, voor het eerste criteria (abundantie en samenstelling), niet op soort niveau een potentieel maar eerder op gilden niveau. Hierbij worden de functionele groepen beschreven die we normaal verwachten in een waterloop, kanaal of vijver, met een maximaal of goed potentieel. Immers we verwachten bij een maximaal of goed potentieel een evenwichtige verdeling van deze functionele groepen. We baseren ons op historische gegevens (indien aanwezig en bruikbaar) en op gegevens van waterlichamen van hetzelfde type in de onmiddellijke omgeving van het Brussels Gewest. Historische data zijn sterk onderhevig aan de gebruikte methodologie van bemonstering en het doel van de bemonstering (zaken die meestal niet beschreven zijn). Visserijgegevens zijn sterk gefocust op sportvissoorten als de gegevens afkomstig zijn uit visserijbladen of hengelvangstregistraties, of betreffen alleen ecologisch interessante soorten (of ongewone soorten) als het museumcollecties betreft. Dit bemoeilijkt vergelijking met huidige visbestanden. Bovendien kunnen deze gegevens afkomstig zijn van reeds sterk gestoorde waterlopen, en gegevens over de habitat zijn zo mogelijk nog schaarser. De data moeten dan ook met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.

Op basis van vorige studies (OVB, 1988; Belpaire et al., 2000) hebben we kennis van de typesoorten voor stilstaande waters en waters van het brasem en barbeel type. Ook voor de snelstromende waters bestaat deze informatie (Breine et al., 2004). Deze gegevens kunnen gebruikt worden voor het bepalen van de maatlat van het tweede criterium (typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten).

In een onverstoorde toestand verwachten we verschillende jaarklassen. Er bestaan geen historische gegevens die informatie bevatten die ons toelaten jaarklassen te bepalen. In Belpaire et al. (2000) worden de jaarklassen onrechtstreeks beschreven via het percentage rekrutering (Tabel 6-3a,b). In Breine et al. (2004) worden jaarklassen bepaald op basis van de lichaamslengte (Tabel 6-3c). Hierbij wordt enkel gekeken naar de type soorten van de snelstromende waters. De maatlat wordt bepaald op basis van het totaal aantal keren dat er per soort meer dan één grootteklasse voorkomt gedeeld door het totaal aantal gevangen soorten.

Naast een beschrijving van het potentieel wordt er ook een maatlat voorgesteld zodat op basis van een visgemeenschap een oordeel van de status van het oppervlakte water gegeven kan worden.

7.4.2 De Zenne

Jochems et al. (2002) hebben in de Vlaamse bekkens acht riviertypes bepaald op basis van de hoogteligging, hydro-ecoregio en de bekkenoppervlakte (4 klassen). Volgens deze criteria behoort de Zenne, met een bekkenoppervlakte van 1160 km², tot het type 'grote rivier'. In Vlaanderen zijn de IJzer, Leie, Schelde (ook een stuk overgangswater) en Dender grote rivieren. Maar deze grote rivieren zijn verschillend wat betreft hydromorfologie en structuur zodat geen vergelijking mogelijk is. Op basis van historische gegevens (periode 1840-1950) over de aan- of afwezigheid van soorten voerden we een Twinspan analyse (clusteranalyse) uit (Vrielynck et al., 2002). Er werden daarbij verschillende groepen gedefinieerd waaronder een groep die twee subgroepen bevat. De subgroep die ons aanbelangt is deze van de Velpe, Laan en Zenne. De groeperingsparameter was de aanwezigheid van beekforel. Wel dienen we op te merken dat de clusterstructuur aantoonde dat de best gedocumenteerde (meest biodiverse) waterlopen in eerste instantie werden afgesplitst van de minder goed gedocumenteerde waterlopen. Dit is een belangrijke vaststelling omdat hiermee de onvolkomenheid van de analyse wordt aangetoond. Dit heeft niets te maken met de analyse zelf maar alles met de aard van de fragmentaire informatie waarmee de analyse werd uitgevoerd. Daarom gebruiken we historische en actuele gegevens van de Zenne, Laan en Velpe voor vergelijking en opmaak van een referentie.

De historisch (1919-1940) soortenlijst van de Zenne bevat volgende soorten (Vrielynck et al., 2002): beekforel (*Salmo trutta fario*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), bot (*Platichthys flesus*), bruine en/of zwarte Amerikaanse dwergmeerval (*Ameiurus nebulosus/melas*), paling (*Anguilla anguilla*), riviergrondel (*Gobio gobio*) en snoek (*Esox lucius*). Toen reeds was de Zenne onderhevig aan verstoring (pollutie, overwelving). Momenteel is er geen visleven op de Zenne in het Brussels Gewest. Door Bruylants et al. (1989) werden in het bekken van de Zenne een aantal visbestandopnames uitgevoerd. Er werden 9 vissoorten gevangen waaronder de zeer vervuilinggevoelige en beschermde vissoorten beekprik (*Lampetra planeri*), rivierdonderpad (*Cottus gobio*) en beekforel. Deze vissoorten werden gevangen in de beken in en rond het Hallerbos zoals de Kapittelbeek (beekprik, rivierdonderpad, beekforel), de Molenbeek, Rilroheidebeek, de Zoniënbosbeek en Zevenborrebeek (rivierdonderpad). In de Linkebeek werden grondel en driedoornige stekelbaars gevangen; in de Aabeek, blankvoorn, rietvoorn, driedoornige stekelbaars en tiendoornige stekelbaars (*Pungitius pungitius*). Baars werd gevangen in de Zevenborrebeek en de Kapittelbeek; driedoornige stekelbaars werd ook nog aangetroffen in de Kesterbeek, de Kapittelbeek, de Rilroheidebeek en de Zevenborrebeek.

In 1913 bevatte de Laan volgende soorten: baars, beekforel, blankvoorn, brasem, karper (*Cyprinus carpio*), paling, riviergrondel en zeelt (*Tinca tinca*) (Vrielynck et al., 2002).

De actuele visfauna bestaat uit de volgende 18 soorten (Van Thuyne et al., 1998): baars (*Perca fluviatilis*), beekforel, bierpje (*Barbatula barbatula*), bittervoorn (*Rhodeus cericeus amarus*), blankvoorn, blauwbandgrondel (*Pseudorasbora parva*), brasem (*Abramis brama*), driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*), tiendoornige stekelbaars, gibel (*Carassius auratus gibelio*), karper, kopvoorn (*Leuciscus cephalus*), paling, regenboogforel (*Oncorhynchus mykiss*), rietvoorn (*Scardinius erythrophthalmus*), riviergrondel, snoek en zeelt.

Vrielynck et al. (2002) vermelden 7 soorten in de historische (1920-1928) soortenlijst van de Velpe. Dit waren: beekforel, blankvoorn, karper, paling, riviergrondel, snoek en zeelt. Tijdens een onderzoek in 1993 (De Charleroy & Beyens, 1996) werden over de ganse Velpe een vijftiental soorten aangetroffen. Van de historische lijst ontbraken snoek en beekforel. De overige soorten waren: rietvoorn, gibel, brasem, bittervoorn, blauwbandgrondel, bierpje, driedoornige stekelbaars, baars, zonnebaars (*Lepomis gibbosus*) en regenboogforel.

Op basis van de historische en actuele gegevens kunnen we grenswaarden voor de metrieken voorstellen die in het maximum en goed ecologisch potentieel moeten voorkomen. Het potentieel kan bekomen worden wanneer de waterkwaliteit verbeterd wordt en wanneer de oeverstructuur natuurlijker wordt gemaakt. Een referentie (vb terug beekforel aanwezig) voor de Zenne kan niet bekomen worden tenzij de ganse rivier gesaneerd wordt en de overwelving wordt verwijderd. Bij het opstellen van het potentieel worden de niet-inheemse soorten geweerd uit de metrieken.

De lijst van metrieken (Tabel 6-5) werd bekomen uit literatuurstudie gedaan voor het ontwikkelen van de nationale visindices (Belpaire et al., 2000; Breine et al., 2004).

Tabel 6-43: Metrieken geselecteerd voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit van de grote rivieren in het Brussels Gewest en hun gedrag bij verstoring.

Metriek	Gedrag bij verstoring
Samenstelling en abundantie	
Aantal soorten	Neemt af
Trofische compositie	Evenwicht wordt verstoord
Shannon-Weaner index	Neemt af bij verstoring
Migratiewaarde	Vermindert bij verstoring
Typespecifieke soorten	
Referentie soorten	Verdwijnen bij verstoring
Gemiddelde tolerantiewaarde	Vermindert bij verstoring
Leeftijdsopbouw	
Lengteklasse waarde	Vermindert bij verstoring

Uit vorig studies (Belpaire et al., 2000; Breine et al., 2001 & 2004) is gebleken dat deze metrieken niet redundant zijn en goed reageren op verstoringen van diverse aard.

Beschrijving van de metrieken

De grenswaarden van de metrieken werden bepaald op basis van expert kennis, vergelijking van de historische en actuele beschreven data en visindices. Hierbij houden we rekening met het feit dat de historische soortenlijst van de Zenne (begin vorige eeuw) reeds onderhevig was aan verstoring. Voor het bekomen van de uiteindelijke beoordeling van elke metriek wordt een cijfer toegekend aan de toestand gaande van 1 voor de verstoorde, 2 goed potentieel, 3 maximaal potentieel en 4 voor de referentie. De scores worden opgeteld en gedeeld door het aantal gebruikte metrieken en omgerekend naar een EQR (0-1) (Tabel 6-4). Naargelang de bekomen EQR waarde wordt een beoordeling gegeven van slecht tot zeer goed (zie verder in de tekst).

Aantal soorten

Het aantal soorten vermindert bij verstoring omdat de intolerante (gevoelige) soorten verdwijnen bij toenemende impact (Karr et al., 1986). Het aantal soorten wordt beïnvloed door de breedte en de helling van een waterloop. De breedte van de Zenne in het Brussels Gewest varieert van 10 tot 12.3m. Verder is het aantal soorten gecorreleerd met de habitat diversiteit (Wichert & Rapport, 1998). We gebruiken het werk van Schneiders et al. (1993) om de diversiteit te bepalen: aanwezigheid van natuurlijke schuilplaatsen, pools en riffles en de aanwezigheid van een goede meanderende structuur. Bij deze metriek laten we de niet-inheemse soorten buiten beschouwing om overscoring te vermijden. De soortenlijst en karakteristieken zijn weergegeven in tabel (bijlage 19). Afgaande op de beschikbare informatie waren er begin vorige eeuw op de Zenne en gelijkaardige rivieren minimaal 7 tot 8

soorten. Deze toestand reflecteerde een verstoorde toestand en mag men als matig beschouwen. Dat komt ook overeen met de grenswaarden bepaald door Belpaire et al. (2000). We nemen daarom dezelfde grenswaarden over met een kleine aanpassing nl. we stellen een grenswaarde voor het gebruik van de maatlatten. Wanneer er slechts twee soorten gevangen worden op een locatie kan men de maatlat niet gebruiken en definiëren we de ecologische kwaliteit als slecht. De grenswaarden zijn terug te vinden in tabel 6-6.

Trofische compositie

Bij deze metriek beschouwen we drie functionele groepen (Tabel in bijlage 19). De piscivoren, omnivoren en invertivoren uitgedrukt in percent van het totale soorten aantal. Hier worden ook de niet inheemse soorten beschouwd. De piscivoren zijn soorten waarvan het dieet hoofdzakelijk uit andere vissoorten bestaat. In de literatuur is uitvoerig beschreven dat deze groep gevoelig is voor verstoring. Immers ze staan aan de top van de voedselpiramide. Het optimum van het percentage piscivoren individuen is bepaald op 3 tot 5 % ten opzichte van het totaal aantal gevangen individuen (Miller et al., 1995; Steedman, 1988; Schields et al., 1995). Een te hoog percentage piscivore individuen (> 7%) duidt op een verstoring. De omnivore soorten zijn soorten waarvan het dieet zeer gevarieerd is en meestal zijn het opportunisten die eten wat voor hun bek komt. Bij onverstoorde toestand is hun percentage 1% of minder (Belpaire et al., 2000). We beschouwen dit als de referentie. Het potentieel wordt geraamd op 2-5%. Bij verstoring neemt het percentage omnivore individuen toe (>5%). De invertivore soorten hebben een dieet dat hoofdzakelijk bestaat uit invertebraten (insecten, wormpjes, kreeftjes, enz...). Het zijn gevoeliger soorten dan de omnivoren en het aantal individuen neemt af bij toenemende degradatie. In Belpaire et al. (2000) wordt een grenswaarde van 20% voorgesteld voor de verstoorde toestand. We baseren ons ook op Breine et al. (2004) en bepalen de referentie op 45-60%. Hogere percentages duiden op een verstoring. Het potentieel wordt arbitrair toegekend als liggend tussen 35 en 45%.

Voor elke functionele groep wordt via de maatlat (Tabel 6-6) een score bekomen. We berekenen naar analogie van Belpaire et al. (2000) het gemiddelde van de scores bekomen per functionele groep. Een gemiddelde score van 4 komt overeen met de referentie waarde. Een gemiddelde score van 3 en 2 komt respectievelijk overeen met een maximaal en goed potentieel. Een lagere score duidt op een verstoorde toestand voor deze metriek.

Shannon-Weaner index

Deze diversiteitmetriek meet de mate waarin de verschillende soorten vertegenwoordigd zijn in een populatie. Het is een goede indicator voor situaties waarin veel individuen werden gevangen maar waarbij we een verstoring vaststellen in de verdeling van de soorten ook wel 'evenness' of 'equitability' genoemd. Een lage evenness wordt vastgesteld wanneer enkel een klein aantal individuen bij enkele soorten voorkomen en heel veel bij een minderheid van het aantal soorten. Volgens Fausch et al. (1990) wordt de 'evenness' verstoord bij degradatie van het aquatisch milieu. De Shannon-Weaner index (H) wordt berekend volgens Liang & Menzel (1997): $H = -\sum(pi) \ln(pi)$ waarbij $pi = (ni/ntot)$ dit is de proportie van individuen dat de soort i bijdraagt tot de totale populatie. Aldus geeft deze index de 'evenness' en de soortenrijkdom weer en de waarde vermindert bij verstoring. Voor het bepalen van de grenswaarden beroepen we ons op Breine et al. (2004) tabel 6-6. Bij deze metriek beschouwen we ook de niet inheemse soorten.

Migratiewaarde

Bij deze metriek worden alleen de vissoorten beschouwd die over langere afstanden migreren om te foerageren of te paaien (Tabel in bijlage 19). Hierbij wordt vaak van zoet naar zee of omgekeerd gemigreerd. De afstand kan variëren van enkele kilometers tot duizenden km.

Verscheidende auteurs hebben de impact van barrières bestudeerd (Petts, 1984; Nicola et al., 1996; Knaepkens et al., 2001). Dammen, sluizen en andere barrières verstoren de verspreiding van materiaal en energie transfers doorheen het bekken alsook de paaitrek (Bonetto et al., 1988; Barthem et al., 1991). De migratiewaarde wordt berekend door de migratiewaarde per gevangen soort op te tellen. Hierbij kan een maximumscore van 16 worden bekomen. Op basis van Breine et al. (2004) bepalen we de maatlat voor de verstoorte toestand op < 2 . het potentieel ligt tussen 2 en 6. Daarboven wordt de referentie bekomen. De waarden zijn iets verschoven ten opzichte van deze voorgesteld door Breine et al. (2004), maar het gaat hier dan ook niet om bovenstrooms gelegen locaties.

Referentie soorten

Dat zijn vissoorten die typisch zijn voor een bepaald type rivier. Deze metriek is verschillend van de type soorten voorgesteld door Belpaire et al; (2000). Deze auteurs bepaalden type soorten op basis van de aantalverhouding van de individuen van een soort ten opzichte van het totaal aantal soorten. Nemen we de type soorten bepaald door Belpaire et al. (2000), dan zouden we volgende soorten moeten evalueren: bermpje, kopvoorn en driedoornige stekelbaars. We bekijken hier de aan- en afwezigheid in onze historische gegevens. Nu werden bovengenoemde soorten niet teruggevonden in de historische lijst. Daarom stellen we voor dat op basis van de historische gegevens van de Zenne, Laan en Velp de volgende soorten als type soorten te beschouwen: de beekforel, blankvoorn, paling en grondel. Deze soorten werden in alle waterlopen teruggevonden. We beschouwen de toestand als verstoord als geen van deze soorten aangetroffen worden, een goed potentieel bevat enkel paling en riviergrondel. Dat zijn twee soorten met een lagere typische waarde dan blankvoorn en beekforel (Breine et al., 2004). Een maximaal potentieel heeft naast de twee voornoemde soorten ook nog blankvoorn en de referentie bevat dan ook nog beekforel.

Gemiddelde tolerantiewaarde

Op basis van literatuurstudie verwerkt in Belpaire et al. (2000), Breine et al. (2001) en Goffaux et al. (2001) werd aan iedere soort een tolerantiewaarde gegeven (Tabel in bijlage 19). Hierbij werd de gevoeligheid voor waterkwaliteit en habitatkwaliteit bestudeerd. Hoe hoger de tolerantiewaarde hoe gevoeliger de soort voor degradatie van zijn levensomgeving. Bij toenemende degradatie stellen we vast dat soorten met een hoge tolerantiewaarde het eerst verdwijnen. De totale tolerantiewaarde in een bepaalde locatie wordt bekomen door de som te nemen van alle tolerantiewaarden van de gevangen vissen. Deze waarde wordt dan gedeeld door het totaal aantal gevangen soorten om de gemiddelde waarde te bekomen. We nemen hier de grenswaarden van Belpaire et al. (2000) voor het bepalen van onze referentie en potentieel. De referentie komt overeen met een waarde van ≥ 2.4 . Het maximaal potentieel heeft als beneden grens 2 en het goed potentieel 1.6. lagere cijfers duiden op een verstoorte toestand. De niet inheemse soorten worden hier niet beschouwd.

Lengteklasse waarde

Deze metriek levert onrechtstreeks informatie over de rekrutering en de habitatgeschiktheid voor het herbergen van lang levende individuen. Rekrutering uit zich in de aanwezigheid van éénjarige individuen wat wijst op een natuurlijke voortplanting. Deze metriek werd voorgesteld in Breine et al. (2004) maar hierbij werden enkel de soorten beschouwd die typisch waren voor snelstromende waterlopen. We hebben op basis van literatuurstudie grootteklassen bepaald voor alle vissoorten (Timmermans, 1957; Huet, 1961; OVB, 1988; De Nie, 1996; Goffaux et al., 2001 en <http://www.fishbase.org>). Naargelang de totale lengte van een gevangen individu behoort deze tot een bepaalde lengteklasse. Deze klassen zijn verschillend van soort tot soort. Voor het bepalen van de lengteklasse waarde beschouwen we alle soorten met uitzondering van enkele waar geen gegevens van voor handen zijn.

Naargelang het aantal lengteklassen bij een bepaalde soort wordt een score toegekend (Tabel in bijlage 19). De uiteindelijke lengteklasse waarde wordt bekomen door het optellen van de bekomen scores en deze waarde te delen door het aantal soorten. De maximale waarde die bekomen kan worden is 4.87. De referentie komt overeen met een lengte klasse waarde van >4. Een waarde lager dan 2 duidt op een verstoorde toestand (Tabel 6-6). De uiteindelijke grenswaarden komen dus grotendeels overeen met die in Breine et al. (2004) wat een mathematisch gevolg is van de berekening van deze metriek.

Tabel 6-44: Metrieken en grenswaarden voor de Zenne (grote rivier). Legende afkortingen: O: Onvoldoende = verstoorde situatie; GP: Goed potentieel; MP: Maximaal Potentieel; R: Referentie

Metriek	Grenswaarden			
	O	GP	MP	R
Samenstelling en abundantie				
Aantal soorten	<8	8-10	11-13	>13
Trofische compositie				
• piscivore individuen (%)	<3 & >7	3-4	>5-7	>4-5
• omnivore individuen (%)	>5	5->2	2-1	<1
• invertivore individuen (%)	>60 & <35	35-40	>40-45	>45-60
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60-0.68	>0.68
Migratiewaarde	<2	2-4	>4-6	>6
Typespecifieke soorten				
Referentie soorten		paling; riviergrondel	paling; riviergrondel; blankvoorn	paling; riviergrondel; blankvoorn; beekforel
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	2-<2.4	≥2.4
Leeftijdsopbouw				
Lengteklasse waarde	<2	2-2.49	2.5-3.99	≥4

In bijlage 19 en 20 geven de tabellen per vissoort de gilden en de Nederlandse en Franse namen.

Op basis van de bekomen metriekscores kan men nu een totaalbeoordeling geven van de kwaliteit. We baseren ons op de grenswaarden voorgesteld in tabel 6-7 voor het toekennen van het waardeoordeel: verstoord, potentieel, referentie.

Tabel 6-45: Overzicht van de de EQR (Ecological Quality Ratio) en de appreciatie.

EQR	Appreciatie
1	Referentie
0.75-<1	Maximaal ecologisch potentieel
0.5-<0.75	Goed ecologisch potentieel
0.25-<0.5	Verstoord: hoogstwaarschijnlijk matig
<0.25	Verstoord tot slecht

Deze indeling komt overeen met de KRW waar de ecologische toestandsklassen de volgende zijn: slecht, ontoereikend, matig, goed en zeer goed. Voor een EQR waarde tussen 0.25 en 0.5 kunnen we momenteel moeilijk een precieze uitspraak doen. De toestand is verstoord (het

goede potentieel wordt niet behaald) en is hoogstwaarschijnlijk matig. Verder is de beoordeling slecht als twee of minder soorten worden gevangen en dood wanneer visleven niet aangetoond kon worden.

7.4.3 De Woluwe en Roodkloosterbeek

Beide rivieren behoren tot het type “kleine beek”. Een kleine beek heeft een bekkenoppervlakte < 100 km² en ligt in de hydro-ecoregio zand-zandleem-leem. Beide waterlopen zijn sterk veranderd door kanalisatie en overwelving. Toch bevat de Woluwe nog mooie, quasi ongerepte, stukken. Historische gegevens voor de Woluwe en de Roodkloosterbeek ontbreken alsook voor nabij gelegen rivieren van hetzelfde type in Vlaanderen. Daarom stellen we een referentie (potentieel) op met de huidige visbestand data. De referentie en potentiële toestanden beschrijven we met de hierboven vermelde metrieken. Dat verhoogt de transparantie enerzijds en anderzijds biedt dit het voordeel dat de meeste grenswaarden overgenomen kunnen worden omdat ze, met uitzondering van het aantal soorten onafhankelijk zijn van de dimensie van de waterloop. Waar relevant gebruiken we het werk van Belpaire et al. (2000). Immers deze auteurs beschrijven indices voor het barbeel type waterloop waartoe beide rivieren ook horen.

Tijdens de afvissing in 2004 werden in de Roodkloosterbeek en de Woluwe respectievelijk drie en negen vissoorten gevangen (zie resultaten). De soorten in de Roodkloosterbeek zijn zeker niet typisch voor deze waterloop. Voor de bepaling van het potentieel en referentie baseren we ons uitsluitend op de gegevens van de Woluwe. Deze gegevens werden bekomen in vorige campagnes (Van Thuyne & Belpaire, 2000) en recent in 2004. Wanneer we de visindex ontwikkeld door Belpaire et al. (2000) toepassen bekomen we een IBI waarde van 3.62 wat overeenkomt met een goede biotische integriteit. We nemen aan dat op deze locatie de Woluwe een maximaal ecologisch potentieel heeft. Immers de locatie heeft een goede structuur (Schneiders et al., 1993) en is redelijk onverstoord.

Aantal soorten

In vorige campagnes op de Woluwe, stroomopwaarts de locatie in Hof ter Musschen, werden door Van Thuyne & Belpaire (2000) slechts twee tot vier soorten gevangen. Deze plaatsen scoren met de visindex (Breine et al., 2004) *slecht* tot *onvoldoende*. Deze locaties verschillen wel sterk qua helling en breedte met de locatie in het Brussels Gewest die van het barbeel type is. Zoals reeds vermeld werden in de viscampagne, uitgevoerd in het kader van deze studie, negen soorten gevangen. Dit aantal komt overeen met een score vijf in de visindex van Belpaire et al. (2000). Gezien de totale appreciatie (IBI) *goed* is, stellen we dat een aantal van negen soorten het maximaal potentieel weergeeft (Tabel 6-8). Opnieuw worden hier de niet inheemse soorten niet beschouwd om overappreciatie te vermijden. Bij een toename van niet exotische soorten wordt de referentie bekomen. We zijn ons bewust dat bij het aanwezig zijn van een dwaalgast we, wat deze metriek betreft, een te hoge score toe kunnen kennen. De kracht van een multimetrische index bestaat hierin dat met deze situatie rekening wordt gehouden. Op de andere metrieken zal deze dwaalgast weinig tot niet bijdragen. We nemen de grenswaarden voorgesteld in Belpaire et al. (2000) over voor het bepalen van de maatlat goed ecologisch potentieel en verstoorde toestand. Wanneer slechts twee soorten worden gevangen betekent, dit net zoals bij de grote rivier, dat de toestand slecht is.

Trofische compositie

Gezien we slechts over zeer weinig gegevens beschikken dienen we ons te beroepen op expert kennis en voorafgaande studies uitgevoerd met gegevens van kleine beken van het barbeeltype. Het aantal omnivore individuen in de Woluwe (Hof ter Musschen) is wel hoog (86.9%) terwijl piscivoren en invertivoren respectievelijk slechts 0.4 en 11% uitmaken. Dus ondanks het feit dat er negen soorten aanwezig zijn, blijkt de trofische samenstelling niet het maximaal ecologisch potentieel te reflecteren. Op basis van Belpaire et al. (2000) hebben we een verstoorde toestand wanneer het percentage omnivoren meer dan 5 bedraagt en het percentage invertivoren en piscivoren individuen respectievelijk lager is dan 20 en 1. We veronderstellen dat de verhouding van deze trofische groepen niet afhankelijk zijn van de grootte van de waterloop en kunnen daarom dezelfde maatlat gebruiken (Tabel 6-8).

Shannon-Weaner index

Breine et al. (2004) vonden geen significante correlatie tussen deze metriek en helling of breedte van de waterloop. We kunnen daarom ook de grenswaarden, bepaald bij grote rivieren, overnemen.

Migratiewaarde

Ook hier maken we dezelfde redenering en nemen we de grenswaarden van de grote rivier over. Er is immers geen reden om aan te nemen dat de soorten die gescoord worden op hun migratiewaarde (Tabel in bijlage 19) niet in een kleine beek zouden kunnen voorkomen. De Woluwe mondt uit in de Zenne en bij een goede connectiviteit, belet niets dat migrerende soorten (wanneer aanwezig) de Woluwe optrekken.

Referentie soorten

De type soorten bepaald voor de Zenne werden, behalve de beekforel, ook aangetroffen in de Woluwe. Belpaire et al. (2000) bepalen voor het barbeeltype de driedoornige stekelbaars, het berrmpje en de kopvoorn als kenmerkend. Driedoornige stekelbaars is de enige van deze soorten die we aantreffen in de Woluwe (ook stroomopwaarts). Deze soort is wel zeer opportunistisch en tolerant en treffen we overal in Vlaanderen en het Brussels Gewest aan. Dus brengt de aanwezigheid van de driedoornige stekelbaars ons niet echt extra of specifieke informatie. Daarom opteren we om deze soort te weren uit de typelijst. Naast de twee andere typesoorten kunnen we ook de blankvoorn en rietvoorn als type soorten aannemen daar het aspect van de Woluwe stroomafwaarts het brasemtype benadert en deze twee soorten, naast het feit dat het begeleidende soorten zijn in barbeelwater, typisch zijn voor brasemwater (Huet, 1949). Het toekennen van de grenswaarden verloopt zoals bij de Zenne maar het gaat wel om andere soorten (Tabel in bijlage 19). De aanwezigheid van blankvoorn en rietvoorn duidt op een goed ecologisch potentieel. Is daarenboven het berrmpje aanwezig hebben we een maximaal potentieel. Komt de kopvoorn erbij dan hebben we een referentie.

Gemiddelde tolerantiewaarde

De tolerantiewaarde van een vissoort verschilt niet van waterloop tot waterloop. De gemiddelde tolerantiewaarde grenzen worden hier behouden zoals bij de Zenne (Tabel 6-8).

Lengte klasse waarde

Ook hier gebruiken we de zelfde benadering als bij de Zenne. De grenswaarden worden niet beïnvloed door de rivierafmetingen en blijven onveranderd.

Tabel 6-46: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe (kleine beek).

Metriek	Grenswaarden
---------	--------------

	O	GP	MP	R
Samenstelling en abundantie				
Aantal soorten	<5	5-<8	8-9	>9
Trofische compositie				
• piscivore individuen (%)	<3 & >7	3-4	>5-7	>4-5
• omnivore individuen (%)	>5	5->2	2-1	<1
• invertivore individuen (%)	>60 & <35	35-40	>40-45	>45-60
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60-0.68	>0.68
Migratiewaarde	<2	2-4	>4-6	>6
Typespecifieke soorten				
Referentie soorten		blankvoorn; rietvoorn	blankvoorn; rietvoorn; bermpje	blankvoorn; rietvoorn; bermpje; kopvoorn
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	2-<2.4	≥2.4
Leeftijdsopbouw				
Lengteklasse waarde	<2	2-2.49	2.5-3.99	≥4

Validatie

De recente gegevens van de Woluwe en de Roodkloosterbeek werden gebruikt voor het bepalen van de ecologische kwaliteit. De scores worden in tabel 6-9 gegeven. Details van de gebruikte gegevens staan in het deel resultaten. Verder bepalen we de EQR volgens tabel in bijlage 19.

Tabel 6-47: De IBI waarden (Belpaire et al., 2000) en de scores bekomen met het nieuwe beoordelingssysteem (IBIB).

Waterloop	IBI	Beoordeling	IBIB	EQR	Beoordeling
Woluwe	3.6	Goed	2.7	0.60	Goed potentieel
Roodkloosterbeek	2	Ontoereikend	1.7	0.37	Verstoord: hoogst waarschijnlijk matig

Ondanks een verschil in IBI en IBIB waarde is de beoordeling analoog voor de Woluwe. De Roodkloosterbeek scoort laag met beide methodes. Uit deze zeer beperkte evaluatie kan men geen sluitende conclusies trekken. De aanduiding van goed potentieel van de Woluwe komt wel overeen met onze expert kennis. Enkel voor het aantal soorten, Shannon-Weaner index en de gemiddelde tolerantie waarde wordt een maximaal potentieel bereikt. Voor de andere metrieken liggen de scores lager. De Roodkloosterbeek wordt met de IBIB methode niet als verstoord tot slecht gezien omdat de Shannon-Weaner index hoog scoort (vier) (Tabel 6-10). Extra bemonsteringen en onderzoek kunnen de IBIB nog verfijnen of de grenswaarden van de EQR aanpassen.

Tabel 6-48: De metriekscores voor de Woluwe en de Roodkloosterbeek anno 2004.

Metriek	Scores	
	Woluwe	Roodkloosterbeek
Samenstelling en abundantie		

Aantal soorten	4	1
Trofische compositie	1.3	2
• piscivore individuen (%)	2	1
• omnivore individuen (%)	1	1
• invertivore individuen (%)	1	4
Shannon-Weaner index	4	4
Migratiewaarde	1	1
Typespecifieke soorten		
Referentie soorten	2	1
Gemiddelde tolerantiewaarde	4	2
Leeftijdsopbouw		
Lengteklasse waarde	3	1

7.4.4 Het kanaal Brussel-Charleroi

Het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde wordt ten zuiden van Brussel “Kanaal naar Charleroi” genoemd en ten noorden van Brussel het “Kanaal Brussel-Schelde of Willebroekse Vaart”. Te Charleroi wordt het kanaal gevoed door de Samber. Het staat tevens in verbinding met het Canal du Centre. Het kanaal loopt noordwaarts door Pont-à-Celles, Manage, Ronquières, Clabecq en komt te Lembeek op Vlaams grondgebied. Vervolgens loopt het doorheen Halle, Buizingen, Huizingen, Lot en Ruisbroek tot in het Brussels Gewest. Het deel tussen Lembeek en Ruisbroek is ongeveer 10 km lang, heeft een gemiddelde breedte van 40 m en een diepte van 3 m. Opwaarts de Brusselse agglomeratie wordt water van de Zenne aangevoerd. Verder noordwaarts, hier de Willebroekse Vaart of Kanaal Brussel-Schelde genoemd, verlaat het kanaal het Brussels gewest via Vilvoorde en loopt doorheen Ramsdonk, Tisselt, Willebroek en Niel om er aan te sluiten op de Rupel. Sinds kort is het kanaal via de Wintham sluis in verbinding gesteld met de Schelde. Het kanaal is van Brussel tot aan de monding in de Rupel ongeveer 18 km lang, de breedte varieert en heeft een gemiddelde van 50 m, de diepte varieert van 6.5 m tot 9.5 m. Het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde is door de aanwezigheid van verschillende sluizen (te Lembeek, Halle, Lot, Ruisbroek, Anderlecht, St. Jans-Molenbeek, Zemst en Wintham) opgedeeld in verschillende panden (Van Thuyne, 2003).

We beschouwen het kanaal als een kunstmatig waterlichaam en dienen dus geen referentie te beschrijven maar een maximaal ecologisch potentieel. Geeraerts & De Charleroy (2003) typeren het als een stilstaand en langzaam stromend water. Daar de oevers van het kanaal sterk onderhevig zijn aan erosie werden technische maatregelen uitgevoerd om deze erosie te reduceren. In vele gevallen werd een strikte afbakening gecreëerd tussen het watermilieu en het landmilieu. Dat heeft een onmiddellijke impact voor het visbestand daar schuilplaatsen ontbreken (steile verstevigde helling), er minder voedsel aanwezig is (waterplanten ontbreken). Soorten die afhankelijk zijn van waterplanten voor te paaien hebben een verminderde rekrutering. Dat laatste brengt een verschuiving teweeg in de vissamenstelling ten voordele van deze soorten die geen waterplanten nodig hebben om zich voor te planten. Indien we de indeling van Beekman & Beers (2003) volgen behoort het kanaal tot het blankvoorn-brasem ondiep watertype en het brasem-snoekbaars ondiepe watertype, beiden intensief bevaren (Geeraerts & De Charleroy, 2003). In het Brussels gewest hebben we het brasem-snoekbaars type gekenmerkt door eutroof water met een schaarse watervegetatie. Een dikke sliblaag is aanwezig en het doorzicht is beperkt tot 40 cm in vele gevallen. Plantminnende vissoorten komen zelden voor en brasem en karper (uitgezet) domineren. Deze auteurs stelden een indicatie van de draagkracht voor die naargelang de bodem (zand of klei)

varieert van 450-800 kg/ha. De door ons voorgestelde methode van bemonstering levert resultaten die moeilijk extrapoleerbaar zijn. Om de draagkracht van een waterlichaam te bepalen is uitgebreider onderzoek nodig. Wel kunnen we de draagkracht uitdrukken in kg/fuikdag (zie verder).

Bij de opmaak van een potentieel voor het kanaal maken we gebruik van visbestandopnames uitgevoerd in het kader van deze studie, historische visbestanden (Vrielynck et al., 2002) en recente resultaten uit het kanaal van Willebroek (Geeraerts & De Charleroy, 2003; Gerard & Timmermans, 1985; Van Thuyne, 2003). Het kanaal in het Brussels gewest is immers qua structuur zeer gelijkend op het meer stroomafwaarts gelegen stuk. In Belpaire et al. (2000) wordt geen onderscheid gemaakt tussen vijvers, meren en kanalen voor het berekenen van een visindex. Wij zijn echter van mening dat gezien de structuurverschillen we een onderscheid moeten maken tussen de meren en vijvers enerzijds en de kanalen anderzijds. De keuze van metrieken en/of hun grenswaarden kunnen dus verschillend zijn voor beide types. We proberen wel zoveel mogelijk dezelfde metrieken van de stromende waters over te nemen. Toch nemen we voor het kanaal geen typische soorten op. Een eerste reden omdat er visuitzettingen plaatsgrijpen en anderzijds omdat de typische soorten zoals blankvoorn, brasem en snoekbaars, die we in de literatuur vinden (Beekman & Beers, 2003) bepaald worden naar de wensen van de hengelsport toe. Ook over de trofische samenstelling kunnen we geen uitspraak doen daar er altijd een overwicht is van omnivoren en invertivoren praktisch niet voorkomen op het kanaal. Migratie waarde wordt hier niet apart opgenomen maar zit wel in de metriek aantal soorten.

Aantal soorten

Het aantal soorten geeft net als bij de stromende waters een indicatie van de draagkracht en ecologische kwaliteit van het kanaal. Op basis van de historische gegevens (Legrand & Rouleau, 1949; Vrielynck et al., 2002) hadden we in het kanaal Brussel-Charleroi en Willebroek 18 soorten (Tabel 6-11). Recentere visbestandopnames (elektrisch en fuik tezamen) verhogen het totaal tot 21. De gegevens van Gerard & Timmermans (12 soorten) zijn niet opgenomen in de tabel daar ze geen nieuwe soorten bevatten, behalve de aanwezigheid van alver die ook historisch was waargenomen. Voor het berekenen van het totaal aantal soorten nemen we de data van alle beide technieken (elektrisch en fuiken) tezamen.

Tabel 6-49: Aangetroffen soorten in het kanaal Brussel-Charleroi en het kanaal van Willebroek volgens Legrand & Rouleau, 1949 en Vrielynck et al., 2002 en volgens recente waarnemingen (Geeraerts & De Charleroy, 2003; Van Thuyne, 2003; Breine in opdracht van het BIM, 2004).

Soort	Brussel-Charleroi			Willebroek		
	V. et al., 2002	L. & R., 1949	2004	V. et al., 2002	L. & R., 1949	2003

Alver*	X	X		X		
Baars*	X	X	X	X	X	X
Barbeel	X			X		
Blankvoorn*	X	X	X	X	X	X
Brasem*	X			X	X	X
Bruine Amerikaanse Dwergmeerval				X		
Driedoornige stekelbaars	X			X		X
Tienddoornige stekelbaars	X	X				
Karper*	X	X	X	X	X	X
Kolblei*	X		X	X		X
Kopvoorn	X			X		X
Paling*	X	X	X	X	X	X
Pos*	X		X	X	X	X
Regenboogforel	X					
Rietvoorn*	X	X	X	X	X	X
Riviergrondel*	X	X	X	X	X	X
Snoek*	X	X		X	X	
Snoekbaars*			X	X		X
Bot*				X		X
Giebel*			X			X
Kroeskarper						X
Zonnebaars						X
Vetje						X
Winde						X
Blauwbandgrondel						X
Bittervoorn						X
Zeelt*	X	X	X	X	X	X

* soorten opgenomen in de metriek aantal soorten

Uit deze resultaten blijkt de historische soortensamenstelling tussen beide stukken kanaal zeer gelijkaardig. De afwezigheid van bot in het Brussels Gewest is misschien te verklaren door de slechtere waterkwaliteit in vergelijking met deze in het Kanaal van Willebroek. In beide stukken komen barrières voor en dus kan dat niet de oorzaak zijn. Snoekbaars en regenboogforel zijn uitgezette soorten van belang voor de hengelsport.

Bij een vergelijking met de recente gegevens valt het verdwijnen van alver, barbeel, regenboogforel en snoek op. Geeraerts & De Charleroi (2003) geven een overzicht van de herbepotingen op het kanaal naar Charleroi en het zeekanaal Brussel-Schelde voor de periode 1993-2002. Het betreft blankvoorn, winde, rietvoorn, riviergrondel, zeelt, kroeskarper, glas- en pootaal, baars en snoek.

In de recente vangstgegevens werden vetje, kroeskarper en kopvoorn slechts sporadisch gevangen. In het kanaal Brussel-Charleroi blijken giebel en snoekbaars nieuwkomers te zijn. In combinatie met de historische soortenlijst brengt dit het aantal op 21.

Voor de beoordeling van het kanaal op basis van het aantal soorten nemen we de resultaten van beide technieken (fuijk en elektrisch) tezamen. Zoals reeds vermeld in de voorgestelde methode verkrijgen we op deze manier een beter totaal beeld van het ecologisch potentieel van het kanaal.

Voor het maximaal ecologisch potentieel laten we volgende soorten buiten beschouwing daar ze ofwel uitgezet zijn of niet echt typisch zijn voor het kanaal: kroeskarper, bruine Amerikaanse dwergmeerval, zonnebaars, vetje, winde, blauwbandgrondel, bittervoorn, regenboogforel, kopvoorn, driedoornige en tiendoornige stekelbaars en barbeel. We houden dus 15 potentiële soorten over (Tabel 6-11). Ze werden ook, met uitzondering van de alver, aangetroffen in het oude kanaal Brussel-Charleroi. Bij het berekenen van de IBI voor de twee locaties (zie resultaten) blijken de locaties matig of verstoord te scoren met acht soorten in beide locaties. Daarom kunnen we acht soorten als grenswaarde nemen voor de verstoorde conditie (Tabel 6-12). Indien alle vijftien potentiële soorten aanwezig zijn is het maximaal potentieel bereikt. Het goed potentieel ligt tussen de 8 en 15 soorten.

Biomassa

Belpaire et al. (2000) bepaalden de biomassa (kg/ha) op basis van literatuurgegevens voor meren en vijvers. Scheys (2001) stelde een maatlat op voor kanalen in Vlaanderen waarbij hij de biomassa van vier soorten beschouwde: baars, blankvoorn, paling en rietvoorn. De grenswaarden werden zowel voor elektrische (g/100m) als fuikvangsten (g/fuikdag) bepaald. Uit zijn onderzoek bleek dat behalve voor baars de fuikvangsten het efficiëntst waren voor het vangen van deze soorten. Daarom stellen we voor om voor de baars elektrische vangsten te beschouwen (omgerekend naar g/100m) en voor de overige drie soorten enkel de fuikvangsten. We nemen de grenswaarden over van Scheys (2001) gezien deze bepaald werden op basis van robuuste analyses. Naargelang de individuele beoordeling: verstoord, goed of maximaal ecologisch potentieel wordt een score 1, 2 of 3 toegekend. We nemen uiteindelijk de gemiddelde score voor het bepalen van het potentieel. Wanneer de biomassa van twee van de vier soorten verstoord is kunnen we een maximale score van 2 bekomen. De beschouwde soorten zijn zeer veel voorkomende soorten en daarom opteren we voor een strenge beoordeling waarbij de gemiddelde biomassa score 2 de grenswaarde is tussen verstoorde toestand en goed ecologisch potentieel. Dezelfde redenering leidt tot een score drie voor maximaal ecologisch potentieel (Tabel 6-13).

Shannon-Weaner index

Ook in een kunstmatig water is het belangrijk dat er een evenwichtige verdeling bestaat tussen de verschillende soorten. Daarom kan deze metriek hier opgenomen worden. Hier nemen we wel alle aangetroffen soorten mee in de berekening. Het heeft immers geen zin (wiskundig gezien) om slechts enkele soorten te beschouwen voor de evenness. De grenswaarden blijven zoals voordien beschreven bij de stromende waters. De bovengrenswaarde voor het maximaal potentieel verdwijnt natuurlijk.

Gemiddelde tolerantiewaarde

Deze metriek werd ook opgenomen voor de stilstaande waters in Belpaire et al. (2000). Bij verstoring zullen hier ook de intolerante soorten verdwijnen. De tolerantie waarden voor de soorten blijven zoals bepaald in tabel in bijlage 19. Het gemiddelde van de tolerantie waarden wordt berekend door alle tolerantie waarden te beschouwen en te delen door het aantal gevangen soorten. Net zoals bij de Shannon-Weaner index worden dus alle soorten beschouwd. Immers wanneer een intolerante of tolerante soort aangetroffen wordt die niet in

de lijst van vijftien soorten is opgenomen kan dat alsnog een aanduiding van kwaliteit geven. Op deze manier kunnen dezelfde grenswaarden gebruikt worden voor de beoordeling. Ook hier is er geen bovengrenswaarde voor het maximaal potentieel.

Lengte klasse waarde

Bij een verstoring kan één of verschillende jaarklassen ontbreken. Hier gebruiken behalve de exotische soorten (snoekbaars en gibel) de soorten bepaald onder de metriek ‘aantal soorten’. Deze metriek wordt berekend zoals bij de stromende waters. De maximale waarde die men kan bekomen is 5, waarbij alle soorten een evenwichtige lengteklassen samenstelling heeft. Zoals vermeldt bij de Zenne kan men de grenswaarden overnemen van Breine et al. (2004).

Tabel 6-50: Metrieken en grenswaarden voor het Kanaal Brussel-Charleroi

Metriek	Grenswaarden		
	O	GP	MP
Samenstelling en abundantie			
Aantal soorten	<8	8-14	15
Biomassa score	1-2	>2-<3	3
• Baars g/100m	<183.9	≥183.9	>390.9
• Blankvoorn g/fuikdag	<285.7	≥285.7	>570.9
• Paling g/fuikdag	<616.7	≥616.7	>1418.7
• Rietvoorn g/fuikdag	<128.4	≥128.4	>295.1
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60
Typespecifieke soorten			
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	≥2
Leeftijdsopbouw			
Lengte klasse waarde	<2	2-2.49	≥2.5

De finale status toekennen gebeurt op basis van tabel 6-7. Zoals reeds vermeld kan de status referentie hier niet bekomen worden en er wordt dus geen bovengrenswaarde toegekend aan maximaal potentieel.

Validatie

Op basis van de recente vangstgegevens (zie resultaten) werd de IBI (Belpaire et al., 2000) en de hierboven beschreven IBIB berekend. Tabel 6-13 geeft de verschillende indexwaarden weer.

Tabel 6-51: De IBI waarden (Belpaire et al., 2000) en de scores bekomen met het nieuwe beoordelingssysteem (Index voor Biotische Integriteit Brussel, IBIB).

Locatie nummer	IBI	Beoordeling	IBIB	EQR	Beoordeling
KAN005	2.25	onvoldoende	2.2	0.73	goed potentieel
KAN050	2.7	matig	1.8	0.6	goed potentieel

Voor KAN005 is de bekomen score gelijklopend maar de beoordeling verschillend. De discrepantie tussen beide beoordelingssystemen is wel opvallend voor de locatie KAN050. Verder onderzoek kunnen de oorzaken van deze verschillen onderzoeken. Verder stemmen de IBIB resultaten wel overeen met onze expert kennis.

7.4.5 De vijvers in het Woluwe park

De betrokken vijvers hebben een oppervlakte die kleiner is dan drie hectaren. Het visserijkundig onderzoek uitgevoerd door Van Pottelbergh (APNA, VUB, Vakgroep Biologie) gebeurde niet conform de standaard procedure van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (zie methode). Er werd enkel met fuiken gewerkt en daardoor missen we toch belangrijke informatie omtrent de oeverzones. Dat betekent niet dat we deze gegevens niet kunnen gebruiken voor het bepalen van een maatlat. Wel is het zo dat deze data met de nodige voorzichtigheid moeten behandeld worden. We zullen ons hier voornamelijk baseren op de beschrijving van visbestanden (OVB, 1998), visstandgegevens van andere alkalisch ionenrijke vijvers (Type Ai) in Vlaanderen en de index voor stilstaande waters (Belpaire et al., 2000). alkalisch ionenrijke vijvers (Type Ai) zijn eutrofe vijvers met een zuurneutraliserend vermogen, uitgedrukt in opgeloste anorganische koolstof (DIC), lager dan 21 mg/l. Zoals reeds vermeld is deze IBI voornamelijk toegespitst op vijvers en meren. We nemen voor het bepalen van het potentieel zoveel mogelijk de metrieken over. De Ai meren zijn de Roggeman, Breeven, Oostpolderkreek, Hollandersgatkreek en Boerekreek en het Zonneputje. Alle gegevens zijn afkomstig van het IBW.

Totaal aantal soorten

Bij deze metriek beschouwen we alle soorten. De grenswaarden voorgesteld door Belpaire et al. (2000) werden bepaald op basis van gegevens uit 104 locaties (Tabel 6-3a). Bij deze locaties zaten meren, vijvers, kanalen en dode armen. Vanaf 12 soorten wordt het stilstaand water als goed beschouwd. Minder soorten duidt op een verstoring. Volgens de kenmerken beschreven in OVB (1998) zijn de Woluwe vijvers van het rietvoorn-snoektype. In dit type vijvers treffen we voornamelijk snoek, rietvoorn, zeelt en in mindere mate baars, blankvoorn en paling aan. De vissoorten die we in alle hier vermelde Ai vijvers hebben (uitgezonderd de Woluwe vijvers), zijn: brasem, paling, blei, karper, snoek, pos, baars, blankvoorn, rietvoorn en zeelt. Minder voorkomende soorten zijn gibel, winde, vetje, bittervoorn en snoekbaars. Dat betekent dat deze vijvers minimaal 10 soorten hebben. Wanneer we de metriekscore berekenen van de Ai vijvers bekomen ze allen een ontoereikende score behalve de Oostpolderbeek en Breeven die, met dertien soorten, matig scoren. We zijn van oordeel dat deze beoordeling te streng is. We zouden deze vijvers eerder een goed ecologisch potentieel toekennen. We passen de grenswaarden aan het type vijver aan. Tien soorten betekent dus een goed ecologisch potentieel. De grenswaarde twaalf houden we als maximaal ecologisch potentieel. Wanneer er minder dan acht soorten voorkomen beschouwen we dit als een verstoorde toestand. Tabel 6-14 geeft de aangepaste grenswaarden weer.

Biomassa (kg/ha)

Volgens de OVB (1998) heeft een rietvoorn-snoektype een draagkracht van 100 tot 350 kg/ha. Bij een eutroficatie zal de biomassa toenemen. Chemische verstoring zal daarentegen de biomassa doen afnemen. Zoals Belpaire et al. (2000) voorstellen is deze metriek tweezijdig. Deze maatlat is ons inziens aangepast voor het type van de Woluwe vijvers en daarom nemen we de grenswaarden over (Tabel 6-14). Om de biomassa te berekenen tellen we het totaal gewicht op van de elektrische en fuikvangsten. De oppervlakte voor elke locatie elektrisch afgevist is 200 m² en de oppervlakte per fuik is 80 m².

Shannon-Weaner index

Net zoals bij de stromende waters en kanalen verwachten we in een onverstoord stilstaand water een goede evenness. Een dominantie van één soort duidt op een verstoring.

We bereken deze metriek zoals uiteengezet bij de stromende waters met alle aangetroffen soorten en behouden dus ook dezelfde grenswaarden (Tabel 6-14).

Type soorten

In tegenstelling tot ‘referentie soorten’ behouden we hier de term ‘type soorten’ omdat we dezelfde filosofie gebruiken als uiteengezet in Belpaire et al. (2000). OVB (1998) stelt als type soorten de snoek, rietvoorn en zeelt met als begeleidende soorten baars, blankvoorn en paling. Belpaire et al. (2000) beschouwen blankvoorn, rietvoorn en brasem als type soorten. Hierbij merken we op dat deze soorten bepaald zijn met data van zowel vijvers, meren als van kanalen. Uit de gegevens van de Ai vijvers blijken de hierboven vermelde soorten heel frequent voor te komen. Volgens OVB (1998) hoort brasem niet echt thuis in dergelijk type vijver. Daarom opteren we om volgende soorten als type soorten te beschouwen: snoek, rietvoorn en zeelt (krijgen een score 2) toegekend en baars, blankvoorn en paling score 1. Hierbij combineren we dus de snoek en zeelt metriek met de type soorten van Belpaire et al. (2000).

Bij een maximale score van 9 hebben we het maximaal potentieel. Het goed potentieel wordt bereikt wanneer we met een combinatie van type en begeleidende soorten tenminste 5 scoren. Lagere scores duiden op een verstoring.

Gemiddelde tolerantie waarde

Bij een verstoring zullen de intolerante soorten het eerst verdwijnen. De tolerantiewaarden blijven voor alle soorten zoals weergegeven in tabel in bijlage 19. De grenswaarden blijven dan ook dezelfde voor het bepalen van de kwaliteit. De niet inheemse soorten komen hier dus niet in aanmerking.

Lengte klasse waarde

In tegenstelling tot Belpaire et al. (2000) waar de rekrutering geëvalueerd werd, stellen we voor om zoals bij de stromende waters en kanalen de lengte klasse te scoren. Immers het is een reflectie van de natuurlijke rekrutering. Hierbij weren we, net als bij de tolerantie metriek, de niet inheemse soorten. De grenswaarden zijn analoog als bij de stromende waters en kanalen.

Tabel 6-52: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe vijvers (Type Ai).

Metriek	Grenswaarden		
	O	GP	MP
Samenstelling en abundantie			
Aantal soorten	<8	8-11	>11
Biomassa (kg/ha)	<75 ≥500	350-<500 75-<100	100-<350
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60
Typespecifieke soorten			
Type soorten	<5	5-8	9
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	≥2
Leeftijdsopbouw			
Lengte klasse waarde	<2	2-2.49	≥2.5

Voor het bepalen van de uiteindelijke status gebruiken we de grenswaarden weergegeven in tabel 6-7. De status referentie kan hier niet bekomen worden en er wordt dus geen bovengrenswaarde toegekend aan maximaal potentieel. Weerom moeten er minstens twee soorten gevangen worden zoniet is het gebruik van de maatlat niet mogelijk.

Validatie

Een validatie met de VUB gegevens is niet relevant. Biomassa gegevens ontbreken en de methodologie is niet conform de standaardprocedure. Volgens het aantal soorten is de status van de drie vijvers verstoord. Volgens de IBI hebben alle vijvers een ontoereikende status. Daarom vergelijken we de IBI waarden met de IBIB waarden voor enkele Ai vijvers in Vlaanderen. Voor het berekenen van de IBIB worden alle gegevens van de vijver tezamen genomen. Opvallend hierbij was dat de IBI de vijvers veel strenger beoordeelt (ontoereikend tot matig). De IBIB oordeelt iets milder zodat de meeste vijvers een goed ecologisch potentieel toegewezen krijgen (zie resultaten, Tabel 6-22).

Extra gegevens, tijd en analyses zullen deze IBIB verder verfijnen.

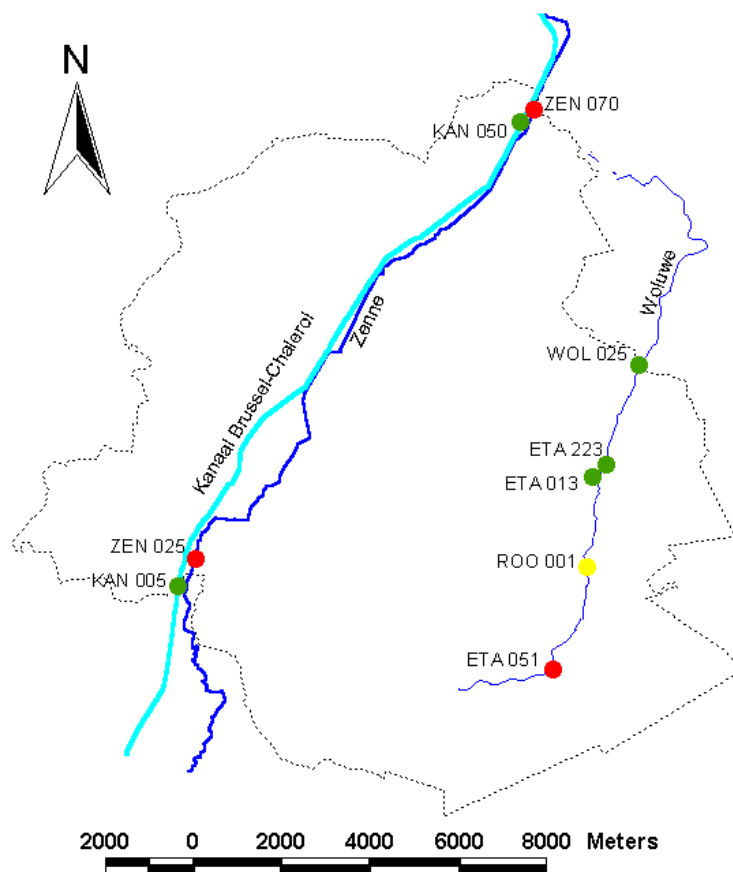
7.4.6 Besluit

Op basis van historische gegevens, expert kennis en recente gegevens ontwikkelden we voor grote en kleine rivieren, kanalen en vijvers in het Brussels Gewest een maatlat. Deze maatlat of IBIB geeft de status van het oppervlakte water weer. De ontwikkelde maatlaten zijn in overeenstemming met de kaderrichtlijn water en beschrijven het goede en maximaal ecologisch potentieel en waar relevant de referentie. Voor het gebruik van deze maatlat en het bepalen van de status dient men de beschreven methode toe te passen. De uiteindelijke beoordeling moet met de nodige voorzichtigheid worden benaderd gezien extra analyses de voorgestelde maatlaten nog kunnen verfijnen.

Ondanks het feit dat we van oordeel zijn dat de hier beschreven maatlaten ontwikkeld zijn op een gefundeerde wijze pleiten we voor extra onderzoek. Om een meer robuustere maatlat te ontwikkelen hebben we meer tijd en gegevens nodig zodat de seizoenale verschillen kunnen geanalyseerd worden. De variabiliteit van de visgemeenschappen over de jaren heen maakt het ook noodzakelijk om een analyse uit te voeren op basis van gegevens over een periode van verschillende jaren.

7.5 Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest.

In opdracht van het BIM werden op verschillende locaties in het Brussels Gewest visbestandopnames uitgevoerd (Tabel 6-15). De bekomen klassen worden weergegeven op kaart 6-1.



Kaart 6-7: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement fytoplankton. Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing.

Tabel 6-53: Locaties en code.

Locatie	Code
De Zenne bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht/Viangros)*	ZEN025
De Zenne bij het verlaten van het Gewest (Haren, Budabrug)*	ZEN070
Het Kanaal bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht/Ring West)	KAN005
Het Kanaal bij het verlaten van het Gewest (Haren, Viaduct van Vilvoorde)	KAN050
Voor de Woluwe de grote vijver van Bosvoorde**	ETA051
Voor de Woluwe de vertakking van de Roodkloosterbeek	ROO001
Voor de Woluwe de Lange vijver van het Park van Woluwe**	ETA013
Voor de Woluwe het Bronnenpark**	ETA223
De Woluwe bij het verlaten van het gewest (Woluwe/ Hof ter Musschen)	WOL025/035

* niet gevist

** afvissing uitgevoerd door H. Van Pottelbergh (APNA, VUB, Vakgroep Biologie)

Tabel 6-16 geeft een overzicht van de specificaties van de afvissingen.

Op het kanaal werden twee technieken toegepast. Op 5 oktober 2004 werden beide locaties elektrisch afgevisd van op een boot (250 m linker en rechter oever, 2 m breed traject). We gebruikten een 5 kW generator (DEKA 7000) met regelbare spanning (300 tot 500 V). De frequentie was 480 Hz. Er werd met twee anoden gevist. De maaswijdte van de gebruikte

netten was 8 mm. Per locatie plaatsten we langs elke oever twee schietfuiken (22 m lang en 0.90 m diameter) voor een periode van 48 uur (5-7 oktober 2004).

Voor de vijvers werden één (ETA223) of twee fuiken (10 m lang en 0.5 m diameter) gebruikt voor een periode van 25.25 tot 40 uur. Voor de analyses worden alle fuikvangsten verrekend tot resultaat per fuik per 24 uur (= 1 fuikdag).

De Woluwe en Roodkloosterbeek werden wadend bemonsterd op 6 oktober. Beide locaties werden elektrisch bemonsterd met twee anoden over een afstand van 100 m waarbij de totale breedte werd bestreken. De generator was dezelfde als bij de kanalen.

Tabel 6-54: Specificaties van de gebruikte technieken voor het afvissen.

Code	Datum	Aantal fuiken	Duur (u.m)	Elektrisch	Afstand/breedte transect
KAN005	5-7/10/2004	4	48	EB2	250 m beide oevers/2 m
KAN050	5-7/10/2004	4	48	EB2	250 m beide oevers/2 m
ETA051	2004	2	38.2		
ROO001	6/10/2004			EW2	100 m/3.10 m
ETA013	2004	2	40.45		
ETA223	2004	1	25.25		
WOL025/035	6/10/2004			EW2	100 m/3 m

EB2: elektrisch van op boot met twee elektroden

EW2: elektrisch wadend met twee elektroden

Alle gevangen vissen werden tot op soort gedetermineerd, gemeten (totale lengte tot 0.1 cm nauwkeurig) en gewogen (nat gewicht tot 0.1 g nauwkeurig). Nadien werden alle vissen teruggeplaatst.

Naast biotische data noteerden we ook abiotische gegevens en een biotoopbeschrijving.

De abiotische gegevens zijn: zuurstof, pH, conductiviteit, watertemperatuur, turbiditeit en doorzicht. Het landgebruik in de onmiddellijke omgeving, natuurlijkheid van oevers, en habitatdiversiteit werden opgenomen in de biotoopkarakteristieken. (Tabel 6-17).

Tabel 6-55: Fysische en chemische parameters op het moment van de bemonstering.

Code	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	pH	T (°C)	Cond. (µScm ⁻¹)	Turbiditeit (MTV)	Secchi (cm)	Habitat eigenschappen
KAN005	8.1	84.3	7.86	17.0	919	24.4	58	kunstmatig
KAN050	3.8	42.1	7.53	19.9	822	15.8	64	kunstmatig
ETA051								ondiep hypertroof
ROO001	7.7	74	7.72	13.6	606	9.4	>20	sterk veranderd
ETA013								ondiep hypertroof
ETA223								ondiep hypertroof
WOL025/035	8.8	85.6	7.92	14.1	653	8.7		sterk veranderd

7.5.1 Kanaal

Het elektrisch vissen leverde op locatie KAN050 povere resultaten ten gevolge van de oeverstructuur en diepte van het kanaal. Het opgewerkte elektrisch veld is te klein om effectief te vissen op deze locatie. Toch kan, zoals blijkt uit de resultaten op de andere locatie, nuttige informatie bekomen worden.

Tabel 6-56: Resultaten elektrisch vissen: Het aantal individuen per soort per locatie.

Soort	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	1	153
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	0	3
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	0	3
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	0	1

Met de IBIB methode worden de resultaten van de elektrische en fuikvangsten samen genomen (zie hoger in de tekst). Wat een correctere weergave is van de werkelijkheid.

Tabel 6-57: Resultaten fuik vangsten: Het totaal aantal individuen per soort per locatie.

Soort	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	70	65
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	20	0
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	0	2
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	4	1
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	12	0
Pos, <i>Gymnocephalus cernuus</i>	11	5
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	12	10
Karper, <i>Cyprinus carpio</i>	4	2
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	1	0
Kolblei, <i>Blicca bjoerkna</i>	0	19
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	0	1

7.5.2 Woluwe

Tabel 6-58: Resultaten elektrisch vissen: Het aantal individuen per soort

Soort	WOL025/035 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	42
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	5
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	109
Snoek, <i>Esox lucius</i>	2
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1
Driedoornige stekelbaars, <i>Gasterosteus aculeatus</i>	823
Bittervoorn, <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	15
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	2
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	3

7.5.3 Roodkloosterbeek

Tabel 6-59: Resultaten elektrisch vissen: Het aantal individuen per soort

Soort	ROO001 # individuen
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	6
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	2
Meerval, <i>Silurus glanis</i>	3

Deze resultaten duiden op een verstoring van de beek.

7.5.4 Zenne

Niet afgevisst, geen visleven mogelijk.

7.5.5 Vijvers

Gegevens afkomstig van VUB, APNA.

De beschikbare gegevens werden bekomen met fuikvangsten en omgerekend naar aantal individuen per fuikdag.

Tabel 6-60: Resultaten fuik vangsten: Het aantal individuen per soort per locatie per fuikdag en de IBI score.

Soort	ETA013 # individuen	ETA051 # individuen	ETA223 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	3	0	6
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	0	0	1
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	0	0	2
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	5	7	10
Karper, <i>Cyprinus carpio</i>	0	0	3
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	0	0	1
Kroeskarper, <i>Carassius carassius</i>	1	0	1
IBIB	0.5	0.3	0.5

8. Besluit

In de KRLW wordt gevraagd om 5 kwaliteitselementen te monitoren: macrofyten, fyto­benthos, fytoplankton, macroinvertebraten en vissen. Voor elke van deze kwaliteitselementen wordt in dit rapport een staalnamemethode voorgesteld en eerste metingen volgens deze methode werden uitgevoerd.

Voor de waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest moet niet de natuurlijke referentietoestand bepaald worden, maar wel het MEP aangezien dit alle kunstmatige of sterk gewijzigde waterlichamen zijn. In dit rapport werd indien mogelijk toch ook de natuurlijke referentietoestand besproken. Het MEP en de klassengrenzen werden bepaald per type waterlichamen (voor de van toepassing zijnde kwaliteitselementen).

Voor elke organismegroep werd een beoordelingsmethode voorgesteld. Dit is ofwel een reeds bestaande methode, ofwel een aanpassing van een bestaande, ofwel een nieuw ontwikkelde methode. Op basis van dit beoordelingssysteem werd voor de verschillende door het BIM bepaalde monitoringspunten de ecologische kwaliteit bepaald per kwaliteitselement. Voor de macro-invertebraten werd de kwaliteit t.o.v. het '*lage*' potentieel (het potentieel met goede chemische waterkwaliteit maar zonder hydromorfologische aanpassingen) en t.o.v. het '*hoge*' potentieel (het potentieel met goede chemische waterkwaliteit en met morfologische aanpassingen) bepaald. Niet alle voorgestelde beoordelingsmethoden staan reeds volledig op punt. Het best ontwikkelde systeem is dit van de macro-invertebraten dat op onderzoek van verschillende jaren steunt. De overige systemen (bv. voor fytoplankton) werden in kader van dit project ontwikkeld en vragen nog verdere toetsing en validatie. De beoordeling die gevonden wordt voor de verschillende waterlichamen kan hierdoor lichtelijk verschillen van de reële toestand.

In dit besluit zullen de resultaten van de verschillende kwaliteitselementen voor elk waterlichaam gecombineerd worden tot een algemeen besluit per waterlichaam. Dit gebeurt -zoals de KRLW het vraagt- volgens het 'one-out all-out' principe, dit betekent dat het kwaliteitselement dat het slechtste scoort de ecologische kwaliteit bepaalt. Kaart 7-1, 7-2, 7-3, 7-4 en 7-5 tonen de bekomen klassen voor de verschillende kwaliteitselementen en het uiteindelijke resultaat volgens het one-out all-out principe. Tabel 7-1 en 7-2 geven een samenvatting van de resultaten voor de verschillende waterlichamen per kwaliteitselement. In de 1^{ste} tabel wordt voor de macro-invertebraten gekeken naar de kwaliteit t.o.v. het '*lage*' potentieel en in de 2^{de} tabel t.o.v. het '*hoge*' potentieel. Hierbij blijkt dat, hoewel de klasse voor de macro-invertebraten soms verschilt, dit voor de onderzochte waterlichamen geen verschil geeft in de uiteindelijke klasse.

8.1 Woluwe

Voor de Woluwe werden 2 monitoringspunten bepaald: de Woluwe zelf ter hoogte van Hof ter Musschen (WOL025) en de vertakking van de Roodkloosterbeek (ROO001). Voor beide monitoringspunten werd een beoordeling gegeven aan fyto­benthos, macro-invertebraten en vissen. Fytoplankton werd hier niet beschouwd aangezien dit voor kleine stromende wateren niet van toepassing is. Normaal gezien zouden voor beide staalnamepunten de macrofyten beschouwd moeten worden, dit gebeurde wel aan Hof ter Musschen maar niet in de Roodkloosterbeek. Deze plaats is namelijk zo sterk beschaduwd dat de groei van macrofyten hierdoor niet mogelijk is.

Hoewel de **Woluwe aan Hof ter Musschen** rechtgetrokken is en de oevers verhoogd zijn, lijkt deze stroom nog vrij natuurlijk. Nader onderzoek tijdens de staalname toonde echter een

instroom van organisch materiaal door run-off uit de omgeving. De voorgestelde beoordelingsmethode plaatste dit monitoringspunt voor waterflora en macro-invertebraten in de klasse 'matig' en voor de vissen in de klasse 'goed'. Dit betekent dat we volgens het one-out all-out principe dit monitoringspunt in de klasse '**matig**' plaatsen.

Ook de **Roodkloosterbeek** geeft -ondanks de verhoogde oevers- een vrij natuurlijke indruk. Hier werd tijdens de staalname ook vervuiling door organisch materiaal waargenomen. Het kwaliteitselement macrofyten wordt hier niet beschouwd aangezien de ontwikkeling van waterplanten gehinderd wordt door de sterke beschaduwing. De overige kwaliteitselementen (fytobenthos, macro-invertebraten en vissen) vallen in de klasse '**matig**' voor dit monitoringspunt. Dit is dus ook de uiteindelijke ecologische beoordeling hiervoor.

Zowel de Woluwe aan Hof ter Musschen als de Roodkloosterbeek vallen in de klasse '**matig**' voor de ecologische beoordeling.

8.2 Zenne

Op de Zenne werden 2 monitoringspunten aangeduid door het BIM: bij het binnenkomen -ter hoogte van Anderlecht (ZEN025)- en bij het verlaten van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest -Vilvoorde, Budabrug (ZEN070). Voor dit waterlichaam werd de beoordeling gebaseerd op waterflora (macrofyten en fytobenthos), macroinvertebraten en vissen. Het kwaliteitselement fytoplankton is niet van toepassing.

Op **beide monitoringspunten** zijn de oevers steil en van beton. Er zijn geen macrofyten of vissen aanwezig en slechts enkele macro-invertebrate soorten werden gevonden (enkel ter hoogte van Anderlecht). Dit zorgt voor deze kwaliteitselementen voor de klasse 'slecht'. Hoewel het fytobenthos iets beter scoort (klasse ontoereikend) is de score hiervan niet voldoende om het kwaliteitselement waterflora in de klasse ontoereikend te plaatsen. De macrofyten score zorgt ook hier voor de klasse 'slecht'. Volgens het 'one-out all-out' principe geeft dit voor beide monitoringspunten op de Zenne de klasse '**slecht**'.

De Zenne valt zowel bij het binnenkomen van het gewest (ZEN025) als bij het verlaten van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (ZEN070) in de klasse '**slecht**'.

8.3 Kanaal

Het Kanaal werd onderzocht bij het binnenkomen (Anderlecht - KAN005) en bij het verlaten (Vilvoorde-KAN050) van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. In dit waterlichaam werden alle kwaliteitselementen met uitzondering van macrofyten onderzocht. Macrofyten zijn hier niet van toepassing door de steile, artificiële oevers en te grote diepte.

Voor beide monitoringspunten werden dezelfde klassen bekomen. De beste klasse werd bekomen voor het kwaliteitselement 'vissen'. Hiervoor viel het Kanaal in de klasse 'goed'. De klasse 'matig' werd voor 2 kwaliteitselementen gevonden: fytoplankton en macro-invertebraten. Het kwaliteitselement met de laagste klasse -dat dus ook de uiteindelijke score bepaald- is waterflora. Hier werd een 'ontoereikende' kwaliteit gevonden voor fytobenthos en macrofyten is niet van toepassing. De uiteindelijke ecologische klasse voor beide monitoringspunten is dus '**ontoereikend**'. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat er nog niet veel geweten is over het effect van de scheepvaart op het fytobenthos. De scheepvaart werd wel in rekening gebracht bij het MEP, maar een onderschatting van de gevolgen is nog steeds mogelijk. Hierdoor kan ook bij de beoordeling een onderschatting van de kwaliteit gebeurd zijn.

Het Kanaal wordt voor beide monitoringspunten (bij binnenkomen en verlaten van Brussels Hoofdstedelijk Gewest) in de klasse '**ontoereikend**' geplaatst.

8.4 Vijvers

Er werden 3 vijvers onderzocht: De Grote vijver van Bosvoorde (ETA051), de Lange vijver van het Woluwepark (ETA013) en de vijver in het Terbronnenpark (ETA223). Voor deze waterlichamen is de organismegroep 'fyto benthos' niet van toepassing en wordt het kwaliteitselement 'waterflora' alleen bepaald door de macrofyten.

De 3 vijvers behoren tot 2 klassen. De **vijver van het Terbronnenpark** heeft voor enkele kwaliteitselementen een score van matig of beter, maar de uiteindelijke klasse wordt bepaald door de waterflora en het fytoplankton. Voor de macrofyten valt deze vijver namelijk in de klasse 'ontoereikend' en het fyto benthos is niet van toepassing. Volgens het one-out all-out principe is de klasse '**ontoereikend**' dan ook de uiteindelijke score. De **Grote vijver van Bosvoorde** en de **Lange vijver van het Woluwepark** vallen in de slechtste klasse. Bij de laatste vijver geven de macro-invertebraten en de vissen een goede beoordeling, maar voor deze vijver bepaalt het fytoplankton de klasse '**slecht**'. De beoordelingsmethoden voor fytoplankton is een nieuw voorgestelde methode die nog verder getoetst moet worden. De bekomen klasse kan dus nog licht van de reële toestand afwijken. De Grote vijver van Bosvoorde valt voor de macro-invertebraten en de waterflora in de klasse 'matig' en voor het fytoplankton zelf in de klasse goed. Bij deze vijver wordt de klasse 'slecht' bepaald door de vissen.

De vijver in het Terbronnenpark valt in de klasse '**ontoereikend**'. De Grote vijver van Bosvoorde en de Lange vijver van het Woluwepark vallen in de klasse '**slecht**'.

Tabel 7-61: Samenvattende tabel van alle verkregen klasse voor de verschillende kwaliteitselementen en waterlichamen. In deze tabel wordt voor de macro-invertebraten het resultaat t.o.v. het 'lage' potentieel genomen. De uiteindelijke beslissing over het ecologisch potentieel van een waterlichaam wordt gemaakt volgens het 'one-out all-out' principe. Verklaring afkortingen monitoringspunten: zie legende kaart 7-1 tot 7-5.

Beoordeling methode		WOL025	ROO001	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA051	ETA223	ETA013
Macrofyten ¹⁴	te verbeteren	matig	NVT	slecht	slecht	NVT	NVT	matig	ontoereikend	ontoereikend
Fytobenthos	te valideren	matig	matig	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	NVT	NVT	NVT
Waterflora		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	ontoereikend	matig	ontoereikend	ontoereikend
Fytoplankton	te verbeteren	NVT	NVT	NVT	NVT	matig	matig	goed	ontoereikend	slecht
Macroinvertebraten	Stromen: definitief Vijvers: te valideren	matig	matig	ontoereikend	slecht	matig	matig	matig	matig	goed
Vissen	te valideren	goed	matig	slecht	slecht	goed	goed	slecht	goed	goed
Ecologische kwaliteit		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	ontoereikend	slecht	ontoereikend	slecht

Tabel 7-62: Samenvattende tabel van alle verkregen klasse voor de verschillende kwaliteitselementen en waterlichamen. In deze tabel wordt voor de macro-invertebraten het resultaat t.o.v. het 'hoge' potentieel getoond (de verschillen met het 'lage' potentieel zijn onderstreept). Verklaring afkortingen monitoringspunten: zie tabel zie legende kaart 7-1 tot 7-5.

Beoordeling methode		WOL025	ROO001	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA051	ETA223	ETA013
Macrofyten ¹	te verbeteren	matig	NVT	slecht	slecht	NVT	NVT	matig	ontoereikend	ontoereikend
Fytobenthos	te valideren	matig	matig	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	NVT	NVT	NVT
Waterflora		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	ontoereikend	matig	ontoereikend	ontoereikend
Fytoplankton	te verbeteren	NVT	NVT	NVT	NVT	matig	matig	goed	ontoereikend	slecht
Macroinvertebraten	Stromen: definitief Vijvers: te valideren	matig	matig	<u>slecht</u>	<u>slecht</u>	<u>ontoereikend</u>	<u>ontoereikend</u>	matig	matig	goed
Vissen	te valideren	goed	matig	slecht	slecht	goed	goed	slecht	goed	goed
Ecologische kwaliteit		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	ontoereikend	slecht	ontoereikend	slecht

¹⁴ De score voor het kwaliteitselement waterflora werd verkregen door de combinatie van macrofyten en fyto-benthos (door middeling). Voor het bepalen van de uiteindelijke ecologische kwaliteit van het waterlichaam volgens het 'one-out all-out' principe moet met waterflora rekening gehouden worden en niet met de individuele scores van macrofyten en fyto-benthos (deze staan in de tabel ter informatie).

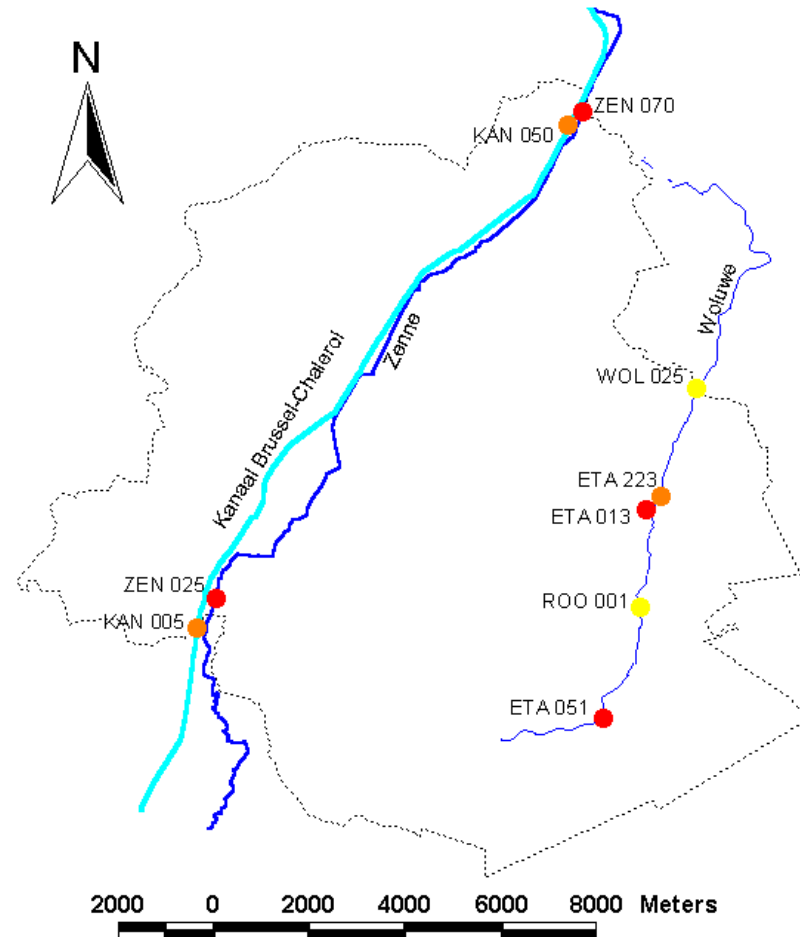
Legende kleuren:

- **goed**
- **matig**
- **ontoereikend**
- **slecht**
- **niet van toepassing**

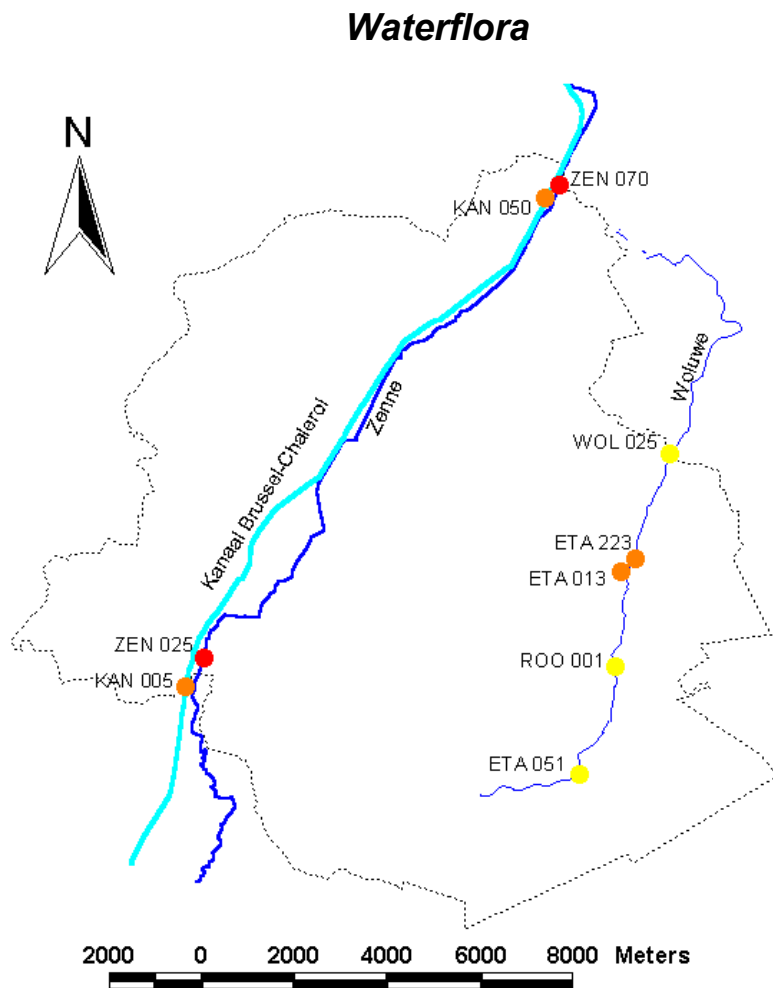
Legende monitoringspunten:

Code	Waterlichaam	Locatie
ZEN070	Zenne	Haren, Budabrug
ZEN025	Zenne	Anderlecht/ Viangros
KAN050	Brussel Charleroi	Haren, Budabrug
KAN005	Brussel Charleroi	Anderlecht, Ring West
ETA051	Grote vijver Bosvoorde	
ROO001	Roodkloosterbeek	Oudergem
ETA013	Lange vijver Woluwepark	
ETA223	Bronnenpark	
WOL 025	Woluwe	Hof ter Musschen

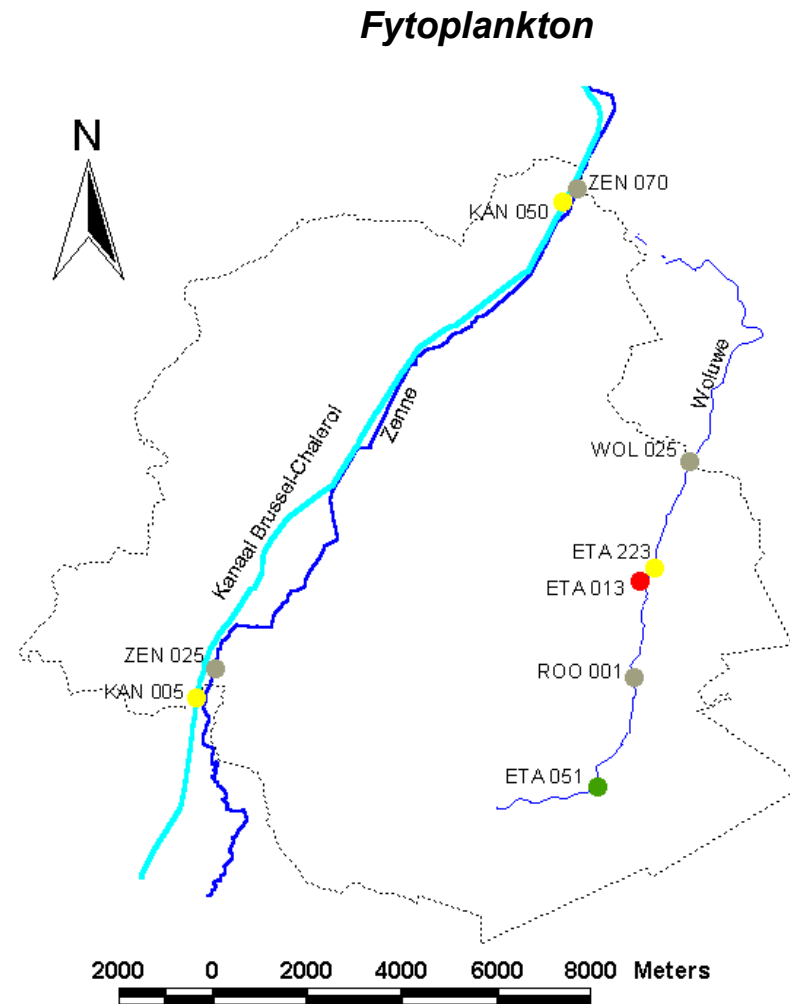
Overzichtsk kaart



Kaart 7-8: Overzichtsk kaart bekomen klassen na combinatie van de kwaliteitselementen voor de verschillende waterlichamen .

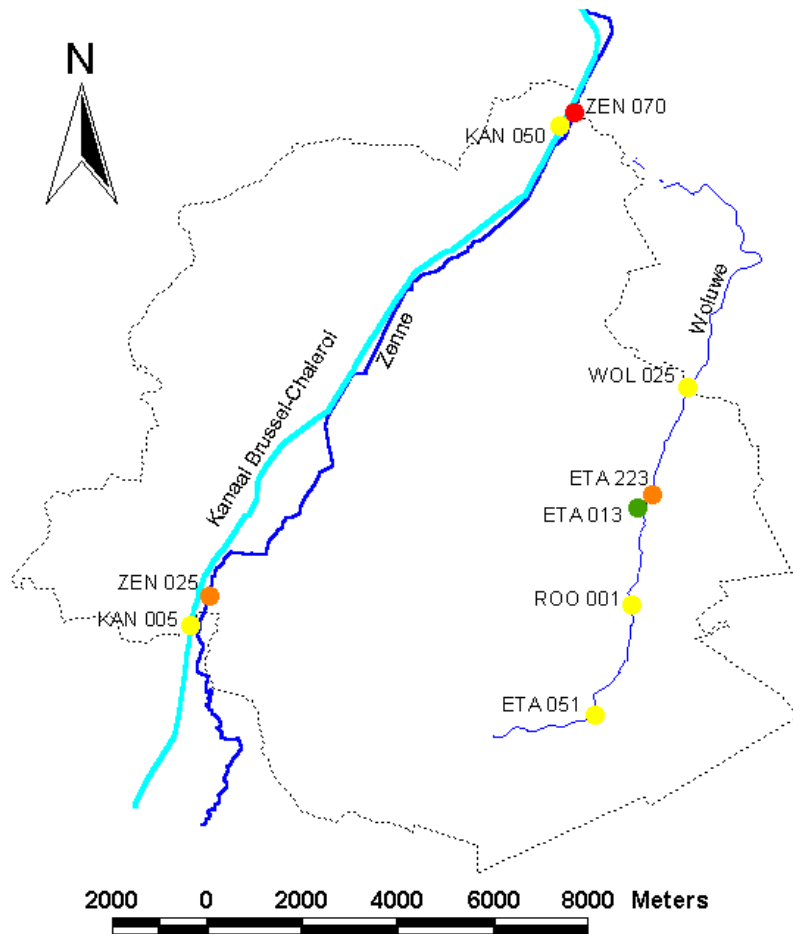


Kaart 7-9: Overzichtsk kaart bekomen klassen voor waterflora (macrofyten + fyto benthos) t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

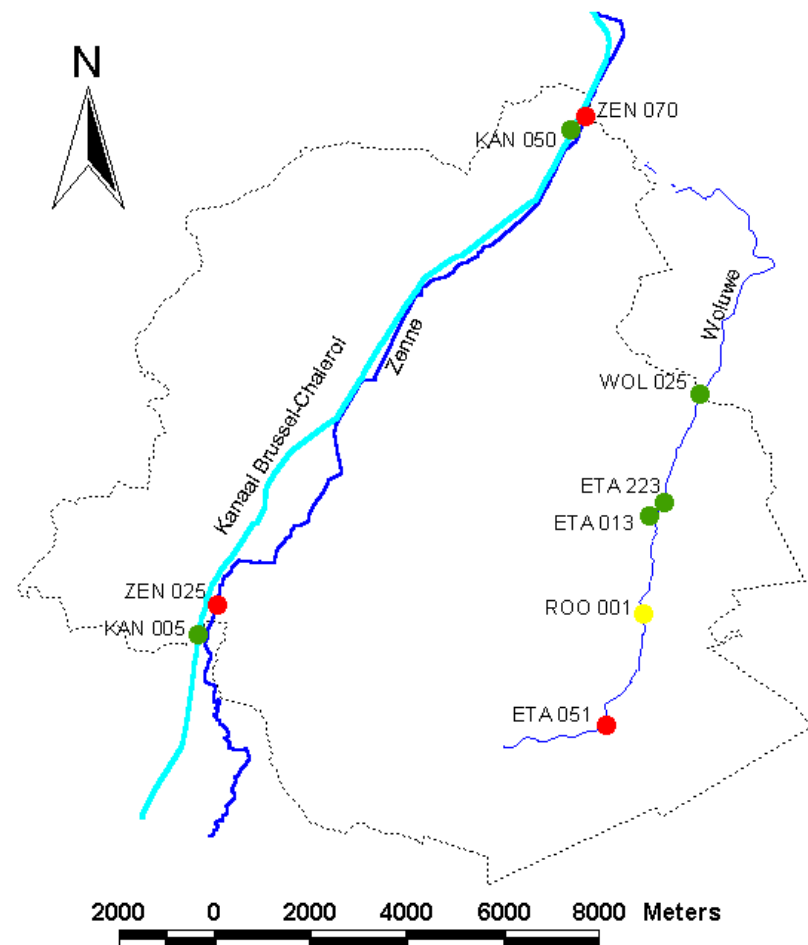


Kaart 7-10: Overzichtsk kaart bekomen klassen voor fytoplankton t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

Macro-invertebraten



Vissen



Kaart 7-11: Overzichtskaart bekomen klassen voor macro-invertebraten t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

Kaart 7-12: Overzichtskaart bekomen klassen voor vissen t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

Referentielijst

- AFNOR (Association française de normalisation), 1992. Essai des eaux : détermination de l'indice biologique global normalisé NF T 90-350. 9 pp.
- AFNOR (Association française de normalisation), 2004. Qualité de l'eau : détermination de l'indice biologique global normalisé NF T 90-350. 16 pp
- AFNOR (Association française de normalisation), 2000. Norme française NF T 90-354. Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD), 63 pp.
- AMINAL, 2002. Referentietoestand van waterlopen van het Vlaamse gewest op basis van historische gegevens. Depotnummer D/2002/3241/365.
- Angermeier, P.L. & Smogor, R.A., 1994. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distribution. *Canadian Journal of Aquatic Science*, 52: 936-949.
- Barthem, R. B., M. L. B. Riberio & M. Petre Jr., 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 55: 339-345.
- Beekman, J. & Beers, M., 2003. Herbepotingsstrategie Openbare Hengelwateren, Antwerpen. Opgesteld in opdracht van de Provinciale Visserijcommissie Antwerpen, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Erecken, 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: 17-33.
- Bervoets, L., Blust, R., Coeck, J., Verheyen, E. & Eens, M., 2001. Verlies van genetische variatie bij zeldzame en bedreigde vissoorten: omvang, consequenties en maatregelen. Eindverslag van project VLINA 99/03. Studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling, 157 pp. + annexes.
- Biggs B., 1988. Artificial substrate exposure times for periphyton biomass estimates in rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22: 507-575.
- Bloemendaal F. H. J. L. & Roelofs J. G. M. (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging (KNNV), Utrecht.
- Bocquet R., 2004. Vergelijkende studie van milieuvariabelen en integrale beheersopties in ondiepe eutrofe vijvers. Thesis Aanvullende studies Menselijke ecologie Gespecialiseerde studies milieudeskundige opleiding milieucoördinator A., VUB.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing- Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Bonetto, P.A., Sullivan K. & Nielsen, J.L., 1988. Channel hydraulics, habitat use and body form of juvenile coho salmon, steelhead and cutthroat trout in streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117: 262-273.
- Breine J.J., Goethals, P., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefferinge, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire, P. & Ollevier, F., 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling, 173 pp. + annexes.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & Belpaire, C., 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 522: 133-148.

- Breukel R.M.A., 2003. Monitoring oppervlaktewateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water: De KRW-monitoringstrategie voor de oppervlaktewateren in Nederland. RIZA rapport 2003.003, Lelystad.
- Bruylants, B., Vandelannoote, A. & Verheyen, R.F., 1989. De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren: hun ecologie, verspreiding en bescherming, WEL V.Z.W. vissen, 272 pp.
- Cattaneo, A. & M.C. Amireault, 1992. How artificial are artificial substrata for periphyton? *J.N. Am. Benthol. Soc.* 11: 244-256.
- CEN document, 2002a. Water analysis, sampling of fish with electricity.
- CEN document, 2002b. Water analysis, sampling of fish with gillnets
- CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 27. Work Item 230116, prEN14011, 14 pp.
- CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 28. Work Item 230172, 20 pp
- CEN/TC, 2003. Water Quality - Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes - complementary element. Working document
- Charvet, S., Statzner, B., Usseglio-Polatera, Ph. & Dumont, B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43: 277-296.
- CIS, 2003a. Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies 14/01/2003. Water Framework Directive, Heavily Modified Water Bodies, Working Group 2.2.
- CIS, 2003b. Toolbox on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies 15/01/2003. Water Framework Directive, Heavily Modified Water Bodies, Working Group 2.2.
- CIS-monitoring, 2003. Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive: final version 23/1/2003. Water Framework Directive, Common Implementation Strategy, Working Group 2.7 Monitoring. http://www.viwc.be/kaderrichtlijn_CIS_monitoring.doc.
- CIS-REFCOND, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters 30/04/2003. Water Framework Directive, Common Implementation Strategy, Working Group 2.3.
- CIW (Commissie Integraal Waterbeheer), 2001. Leidraad monitoring: Definitief rapport.
- Coleman R. & Pettigrove V., 2001. Waterway assessment in the Western Port Catchment: The health of the Lang Lang River. Waterways Group Melbourne Water Corporation
- Conard, A. & P. Ledoux, 1927. Matériaux pour servir a l'étude de la florule de rouge-cloître (Auderghem). *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*: 186-189.
- Cox, E.J., 1991. What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? IN: Whitton, B.A., Rott, E. & G. Friedrich (eds.). Use of algae for monitoring rivers. Landesamt Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, p. 33-40.
- Crepin, F., 1863. Les Characées de Belgique. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, tIII, pp 115-131.
- Cross, D.G. & Stott, B., 1975. The effect of electric fishing on subsequent capture of fish. *Journal of Fisheries Biology*, 7: 349-357.
- Crowther, R.A. & Hynes, H.B.N., 1977. The effect of road deicing salt on the drift of stream benthos. *Environ. Pollut.* 14: 113-126.
- DARES - DALES, 2004. Sample Collection. http://craticula.ncl.ac.uk/DARES/methods/DARES_DALES_Protocol_Diatom_Sampling.pdf
- Dawson Hugh, 2002. Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR project. <http://www.eu-star.at/frameset.htm>
- De Charleroy, D. & Beyens, J., 1998. Het visbestand in het Demerbekken. Mededelingen 1998-2 IBW.Wb.V.R.96.043 103 pp.

- de Lyon M. J. H. & Roelofs J. G. M., 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- De Nie, H. W., 1996. Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen. Media publ.-3., Doetinchem, 151 pp.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- De Pauw, N. & Vannevel, R. (Eds.), 1991. Macroinvertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen. 316 p.
- 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: 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: 237-258.
- De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en Afdeling Water (AMINAL), Groenendaal, Juni 2002. IBW.Wb.VR.2002.89, 282 pp.
- Descy, J.P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- ECOSTAT, 2003. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential 27/11/2003. Water Framework Directive, Common Implementation Strategy, Working Group 2 A Ecological Status
- Eminson, D.F. & B. Moss, 1980. The composition and ecology of peryphiton communities in freshwater. I. The influence of host type and external environment of community composition. *BR. Phycol. J.* 15: 429-446.
- Es K. & Vanhecke L., 2002. Bijdrage in: AMINAL, 2002. Referentietoestand van waterlopen van het Vlaamse gewest op basis van historische gegevens. Depotnummer D/2002/3241/365.
- EU Water Framework Directive, 2000. Directive of the European parliament and of the council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 22.12.2000 L 327/1.
- Fausch, K.D., Lyons, J., Karr J.R & Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.
- Findlay D.L. & Kling H.J., ongedateerd. Protocols for measuring biodiversity: Phytoplankton in Freshwater. Department of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute. http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/phytoplankton/phyto_fresh_e.pdf
- Fyns Amt, 2003. Odense Pilot River Basin. Provisional Article 5 Report, pursuant to the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Fyn County, 132pp. <http://www.odenseprbuk.fyns-amt.dk/wm134077>
- Gabriels, W., Goethals, P. & De Pauw, N., sous presse. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. *Hydrobiologia* sous presse.
- 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, België. 59 p. + bijlagen.
- Ganasan, V. & Hughes, R. M., 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40:367–383.
- Gay Environnement (Cabinet GAY Environnement, Grenoble), 1994. Indice biologique global normalisé I.B.G.N. NF T 90-350 Cahier technique. Agences de l'eau, 69 pp.
- Geeraerts, C. & De Charleroy, D., 2003. Visstandonderzoek en onderzoek naar vismigratie doorheen sluizen op het kanaal naar Charleroi en het zeekanaal Brussel-Schelde. IBW.Wb.V.IR.2003.136, 111 pp.
- Gerard, P. & Timmermans, J.A., 1985. Inventaires piscicoles dans l'ancien canal Charleroi-Bruxelles. Rijkstation voor Bos-en Hydrobiologisch onderzoek. Werken reeks D, Nr 5, 28pp.
- Germain, H., 1981. Flore des diatomees. Societe Nouvelle des editions Boubee Paris. 441 pp.
- Goffaux, D., Roset, N., Breine, J.J., De Leeuw, J.J., Oberdorff, T., Gerard, P., Micha, J.-C., & Kestemont, P., 2003. Selection of the most appropriate sampling technique and compilation of a common data set as a basis for standardizing a fish-based index between three European countries. *Biological Evaluation and Monitoring of the Quality of Surface Waters* (Edited by J.-J. Symoens & K. Wouters) pp 111-129.
- Gourène, G., Teugels, G.G., Hugueny, B. & Thys van den Audenaerde, D.F.E., 1999. Evaluation de la diversité ichtyologique d'un bassin Ouest-Africain après la construction d'un barrage. *Cybiurn*, 23(2): 147-160.
- Graf A., 1998. The evolution of the Zoniënwoud under human influence. Thesis master in advanced studies in human ecology, VUB, Brussel, België
- Hamley, J.M., 1975. Review of gillnet selectivity. *Journal of Fisheries Research Board Canadian*, 32 (11) 1944-1968.
- Hatcher D., Eaton J., Gibson M. & Leah R., 1999. Methodologies for surveying plant communities in artificial channels. *Hydrobiologia* 415: 87-91.
- Haury J., Peltre M. C., Muller S., Thiebaut G., Tremolieres M., Demars B., Barbe J., Dutartre A., Daniel H., Bernez I., Guerlesquin M., & Lambert E., 2000. Les macrophytes aquatiques bioindicateur des systèmes lotiques - intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostique biologique des cours d'eau. Université de Rennes, France.
- Horppila, J., Malinen, T. & Peltonen, H., 1996. Density and habitat shifts of a roach (*Rutilus rutilus*) stock assessed within one season by cohort analysis, depletion methods and echosounding. *Fisheries Research*, 28: 151-161.
- Howard S., ongedateerd. A guide to monitoring the ecological quality of ponds and canals using PSYM. <http://www.brookes.ac.uk/other/pondaction/PSYMmanual.pdf>
<http://www-f.igb-berlin.de/lake%20macrophyte%20survey%20aug2003.doc>
http://craticula.ncl.ac.uk/DARES/methods/Sampling_diatoms_introduction.ppt
<http://www.fishbase.org>
- 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.
- Huet, M., 1961. Reproduction et migrations de la truite commune: Separatum, International association of theoretical and applied limnology proceedings vol 14 Austria 1959. Ministerie Van Landbouw Bestuur van waters en bossen; werken Reeks D, 26: 757–762.
- Hughes, R. M. & Oberdorff, T., 1999. Applications of IBI Concepts and Metrics to Water Outside the United States and Canada. In Simon, T. P. (ed.), *Assessing the*

- Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities. CRC Press LLC, Washington DC: 62–74.
- Hughes, R. M., P. R. Kaufmann, A. T. Herlihy, T. M. Kincaid, L. Reynolds & Larsen, D. P., 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1618–1631.
- Hughes, R.M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In Davis, W.S. en Simon, T.P. (Eds) *Biological assessment and criteria; tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, 1995: 31–47
- Hughes, R.M., Howling, S. & Kaufmann, P.R., 2004. A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1497–1515.
- Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Intelmann, S.S., Corbett, S.C., Arbogast, M.C. & Hjort, R.C., 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. *North American Journal of Fisheries management*, 22: 1229–1240.
- Hugueny, B., 1990. Richesse des peuplements de poissons dans le Niadan (haut Niger, Afrique) en fonction de la taille de la rivière et de la diversité du milieu. *Revue Hydrobiologique tropicale*, 23: 351–364.
- IBN (Institut belge de normalisation), 1984. Qualité biologique des cours d'eau. Détermination de l'indice biotique basé sur les macroinvertébrés aquatiques, NBN T92-402, 11 pp.
- Janauer G.A., 2001. Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? *J. Limnol.*, 60 (Suppl. 1): 33–38.
- Janauer, G. A., 2002. Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in Lakes under the conditions of the Monitoring for the Water Framework Directive/EU. Preliminary, CEN-internal use, basic document
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Have, A., 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276: 15–30.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45: 201–213.
- 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 (met CD-ROM) 51 pp.
- Johnson R.K., 2001. Defining reference condition and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. REFCOND background document. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Kamenier, Y.G., Shteinman, B.S. & Walline, P.D., 1999. Influence of basin scale on structure of natural aquatic communities. *Hydrobiologia*, 416: 33–40.
- Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.
- Karr, J. R., K. D. Faush, P. R. Angermeier, P. R. Yant & Schlosser, I. J., 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28 pp.
- Karr, J.R. & Dionne, M., 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs. *Biological Criteria: Research and Regulation*, 1–12.
- Kelly, M.G. & B.A. Whitton, 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7: 433–444.

- Kelly, M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Res.* 31: 236-242.
- Kent M. & Coker P. (1992). *Vegetation description and analysis: a practical approach.* Belhaven Press, London.
- Kestemont, P., J. Didier, E. Depiereux & Micha, J. C., 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband Monographic Studies*, 121: 321–348.
- Knaepkens G., Bruyndoncx, L., Meeus, W., Knapen, D., Vandervennet, E.,
 Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & D. Mollenhaeur (eds.). *Susswasserflora von Mitteleuropa.* Band 2/1. Gustav Fischer Verlag., Stuttgart. 876 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1988. Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & D. Mollenhaeur (eds.). *Susswasserflora von Mitteleuropa.* Band 2/2. Gustav Fischer Verlag., Stuttgart. 596 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991a. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & D. Mollenhaeur (eds.). *Susswasserflora von Mitteleuropa.* Band 2/3. Gustav Fischer Verlag., Stuttgart. 600 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1991b. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu *Navicula (Lineolatae)* und *Gomphonema*. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & D. Mollenhaeur (eds.). *Susswasserflora von Mitteleuropa.* Band 2/4. Gustav Fischer Verlag., Stuttgart. 437 pp.
- Kruse, C.G., Hubert, W.A. & Rahel, F.J., 1998. Single-pass electrofishing predicts trout abundance in mountain streams with sparse habitat. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 940-946.
- Lancaster J., Real M., Juggins S., Monteith D.T., Flower R.J. & Beaumont W.R.C., 1996. Monitoring temporal changes in the biology of acid waters. *Freshwater Biology* 36: 179-201.
- Leclercq, L. & B. Maquet, 1987. Deux nouveaux indices diatomique et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cah. Biol. Mar.* 28: 303-310.
- Legrand, P.A. & Rouleau, E., 1949. *Guide du Pêcheur Belge, Rivières, Canaux, Etangs et Lacs de chez nous*, 184pp.
- Leonard, P.M. & Orth, D. J., 1986. Application and Testing of an Index of Biotic Integrity in Small, Coolwater Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 401–414.
- Liang, S. H. & B. W. Menzel, 1997. A new method to establish scoring criteria of the index of biotic integrity. *Zoological Studies*, 36: 240–250.
- Lyons, J., Gutiérrez-Hernández, A., Diaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. & Pineda-López, R., 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to asses ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418: 57-72
- Lyons, J., L. Wang & Simonson, T. D., 1996. Development and validation of an Index of Biotic Integrity for coldwater Streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 241–256.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. A. Cochran, E. Santana & Guzman-Arroyo, M., 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in westcentral Mexico. *Conservation Biology*, 9: 569–584.

- Mahon, R., 19980. Accuracy of catch-effort methods for estimating fish density and biomass in streams. *Biological fisheries*, 5(4): 343-360.
- McCormick, F., R. Hughes, P. Kaufmann, D. Peck, J. Stoddard & Herlihy, A., 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 857-877.
- Meffe, G.K. & Berra, T.M., 1988. Temporal characteristics of fish assemblage structure in an Ohio stream. *Copeia*, 3: 684-690.
- MIDCC (Multifunctional Integrated Study Danube Corridor and Catchment), ongedateerd. Guidance on the Assessment of Aquatic Macrophytes in the River Danube, in Water Bodies of the Fluvial Corridor, and in its Tributaries (http://www.midcc.at/main/methodology/index_running.html)
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell D.B., Angermeier, P.L. & Orth, D.J., 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13: 12-20.
- Minns, C.K., Cairns, V.W., Randall, R.G. & Moore, J.E., 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of great lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 51: 1804-1822.
- Murphy, K.J., Kennedy, M.P., McCarthy, V., Ó'Hare, M.T., Irvine, K. and Adams, C., 2002. A review of ecology based classification systems for standing freshwaters. SNIFFER Project Number: W(99)65 Environment Agency R&D Technical Report: E1-091/TR. http://www.sniffer.org.uk/sn_news_1.asp?location=our_activities&refer=sn_air_news_events_1.asp&area_id=20&title=Water%20News
- Nicola, G. G., Elvira, B. & Almodóvar, A., 1996. Dams and fish passages facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband Large Rivers* 113: 375-379.
- Nijboer R. C., 2003a. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); III. Het invullen van referentietoestanden. Alterra, Wageningen.
- Nijboer, R., 2003b. De rol van macrofyten in de beoordeling van stromende wateren. In Waterplanten als graadmeters voor de ecologische toestand van het water: doel, referentie en beoordeling. Samenvattingen themadag. Necov, Leiden.
- Nõges T., Nõges P., Olli K., Tambets M., Vetemaa M., Virro T., Loigu E., Leisk Ü., Piirimäe K., Alliksaar T., Heinsalu A., Kangur K., Haberman J., Haldna M., Kangur A., Kangur P., Laugaste R., Milius A., Mäemets H., Möls T., Timm H., Järvekülg R., Pall P., Viik M., Piirsoo K., Vilbaste S., Trei T., 2003. Final report on the relevant system of indicators and criteria for evaluating the ecological status of a very large nonstratified lake and its river basin in WFD context. Mantra East. Report Nr. D3b. 96 pp. +2 Appendixes
- O'Connor, R.J., Walls, T.E. & Hughes, R.M., 2000. Using multiple taxonomic groups to index the ecological conditions of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 207-228.
- Oberdorff, T., Guilbert, E. & Luchetta, J-C., 1993. Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, 259: 157-167.
- OVB, 1988. *Cursus vissoorten*. Organisatie ter verbetering van de binnenvisserij, Lelystad, 914 pp.
- Paller, M.H., 2002. Temporal variability in fish assemblages from disturbed and undisturbed streams. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 9: 149-158.
- Pegg, M.A. & Pierce, C.L., 2002. Fish community structure in the Missouri and lower Yellowstone rivers in relation to flow characteristics. *Hydrobiologia* 479: 155-167.

- Penczak, T. & Kruk, A., 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica river, Poland. *Fisheries Research*, 39: 229-240.
- Petts, G.E., 1984. *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. John Wiley & Sons, Chichester, 326 pp.
- Piré, L. & Miller, H., 1877. Liste des algues recueillies aux environs de Bruxelles. *Bull. Soc. belge Micr.*, IV, 29.
- Prygiel J., P. Carpentier, S. Almeida, M. Coste, J. Druart, L. Ector, D. Guillard, M. Honoré, R. Iserentant, P. Ledeganck, C. Lalanne-Cassou, C. Lesniak, I. Mercier, P. Moncaut, M. Nazart, N. Nouchet, F. Peres, V. Peeters, F. Rimet, A. Rumeau, S. Sabater, F. Straub, M. Torrisi, L. Tudesque, B. van de Vijver, H. Vidal, J. Vizinet & N. Zydek, 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90–354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14: 27-39.
- Prygiel, J. & Coste, M., 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NFT90-354. Agences de l'Eau - Cemagref Bordeaux, Mars 2000, 134 pp. 89 pl.
- Regis, J., Pattee, E. & Lebreton, J.D., 1981 A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. *Archives Hydrobiolog.*, 93: 68-82.
- Reynolds, L., Herlihy, T., Kaufman, P.R., Gregory, S.V. & Hughes, R.M., 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries management* 23: 450-461.
- Rimaviciute A., 2003. Tools for integrated water management of the Woluwe catchment: hydrogeological model and ecological indicators for sustainable management of the river-pond system (Blue plan). Rapport voor het Ministerie van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Departement hydrologie en hydrolische engineering. VUB.
- Round F., 1993. A review and methods for the use of epilithic diatoms for detecting and monitoring changes in river water quality. *Methods for the Examination of Waters and Associated Materials*. London, HMSO.
- Rumeau, A. & Coste, M., 1988. Initiation à la systematique des diatomées d'eau douce. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 309: 1-69.
- Schamp E. & Hannequart J.P., 1999. Atlas van de flora van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Technisch rapport BIM -juli 1999. IBGE-BIM. μ
- Scheys, R., 2001. Vismonitoring van kanalen. Verhandeling ingediend tot het behalen van de graad van licentiaat in de Biologie KU. Leuven, 95 pp + bijlagen
- Schneiders, A., Denys, L., Jochems, H., Meire, P., Triest, L., Vanhecke, L., Verhaegen G., 2003. Situering van de vereisten van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) voor de monitoring van macrofyten en de aanpak in Vlaanderen. In *Waterplanten als graadmeters voor de ecologische toestand van het water: doel, referentie en beoordeling*. Samenvattingen themadag. 2003. Necov, Leiden.
- 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 beoordelingsysteem 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.
- Schneiders, A., Verhaert, E., Blust, G.D., Wils, C., Bervoets, L. & Verheyen, R., 1993. Towards an ecological assessment of watercourses. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 2: 29–38
- Scholten, M., 2003. Efficiency of point abundance sampling by electro-fishing modified for short fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 19: 265-277.

- Shields, F. D. Jr., Knight S.S. & Cooper, C.M., 1995. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. *Hydrobiologia*, 312: 191–208.
- Simoens, I., Breine, J.J., Verreycken, H. & Belpaire, C., 2002. Fish stock assessment of Lake Schulte, Flanders. A comparison between 1988 and 1999 In : Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries (ed. I.G.Cowx). Fishing News Books, Blackwell Science, 404 pp.
- Simon, T.P., 1998. Modification of an index of biotic integrity and development of reference expectations for dunal, pelustrine wetland fish communities along the southern shore of lake Michigan. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 49-62.
- Sims, P.A., 1996. An atlas of British diatoms. Biopress Limited, England. 601 pp.
- Sladeczek, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. ergebnisse Limnol.*, 7: 218p.studies 9: 583-700.
- STAR, 2002. Sampling protocol and audit benthic diatoms Version 1.3 <http://www.eu-star.at/frameset.htm>
- Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S & Usseglio-Polatera, Ph., 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and applied Ecology*, 2: 73-85.
- Steedman, R. J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 492–501.
- Steinberg C. & Schiefele, S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 21: 227-234.
- Stevenson J. & Bahls L.L., 1999. Periphyton protocols. In *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Stevenson, R.J. & S. Hashim, 1989. Variation in diatom community structure among habitats in sandy streams. *J. Phycol.* 25: 678-686.
- Stevenson, R.J. & Y. Pan, 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoermer, E.F. & J.P. Smol, the diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press, Cambridge. p. 11-40.
- STOWA, 1993a. Beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van vegetatie en fytoplankton. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1993b. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 2002. Verkenning goede ecologische toestand voor sloten en beken: Hoofdrapport 542842
- Swedish EPA, 2000. Environmental quality criteria for lakes and watercourses. Swedish Environmental Protection Agency: Report 5050, Stockholm. <http://www.internat.naturvardsverket.se/index.php3?main=/documents/legal/assess/assedoc/lakedoc/plankton.htm>
- Tachet, H., Bournaud, M. & Richoux, Ph., 1991. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (systématique élémentaire et aperçu écologique). Association française de limnologie, 155 pp.
- Tachet, H., Richoux, Ph., Bournaud, M. & Usseglio-Polatera, Ph., 2002. Invertébrés d'eau douce – systématique, biologie, écologie. CNRS éditions 588 pp.

- Tammi, J., Lappalainen, A., Mannio, J., Rask, M. & Vuorenmaa, J., 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 173-186.
- Timmermans, J. A., 1957. Estimations des populations piscicoles. Applications aux eaux courantes rhéophiles. *Werken van het proefstation van Waters en Bossen. Groenendaal*, reeks D, 21: 1-96.
- Triest & Kaur, 2002. Bijdrage in: AMINAL, 2002. Referentietoestand van waterlopen van het Vlaamse gewest op basis van historische gegevens. Depotnummer D/2002/3241/365.
- Triest L., 2000. Haalbaarheidsstudie: gebruik van macrofyten als indicatoren van waterkwaliteit in waterlopen van Vlaanderen. GTE, in opdracht van VMM, Brussel.
- Triest, L., 2004. Macrofyten monitoring in een soortenarme mesotrofe kleine beek (Woluwe): Impact van spatio-temporele variabiliteit. In: 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 beoordelingsysteem 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.
- Triest, L., Adriaenssens, V., Belpaire, C., Breine, J., D'Heere, E., Gabriels, W., Goethals, P., Simoens, I. en De Pauw, N., 2001. Vergelijking van bio-indicatoren voor de ecologische evaluatie van waardevolle bovenstroomse beektrajecten. VLINA 00/08 rapport. Min. Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, D/2001/3241/335: 149pp., 39pp annexen en 4 kaarten.
- Triest, L., Peretyatko, A., Ndum Foy, T., Kaur, P., 2003. Studie van scores en indices voor het biologisch kwaliteitselement fyto-benthos in het licht van de kwaliteitsevaluatie van de Vlaamse oppervlaktewateren (rivieren, meren en overgangswateren) overeenkomstig de Europese kaderrichtlijn water. Vrije Universiteit Brussel, in opdracht van VMM, Brussel. 70 pp.
- Tuffert, G. & Verneaux, J., 1968. Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre national d'études techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural C.E.R.A.F.E.R., section pêches et pisciculture, 23 pp.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 1998. *Lake and Reservoir Bioassessment and Criteria: Technical Guidance Document*. US Environmental Protection Agency, Washington DC: Report EPA 841-B-98-007 <http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html>
- USEPA, 2003. Consolidated Assessment and Listing Methodology Toward a Compendium of Best Practices (CALM). US Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/owow/monitoring/calm.html>).
- Usseglio-Polatera, Ph. & Beisel, J.-N., 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the River Meuse: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18: 197-211.
- Usseglio-Polatera, Ph., Bournaud, M., Richoux, Ph. & Tachet, H., 2000. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species traits databases? *Hydrobiologia*, 422/423: 153-162.
- Usseglio-Polatera, Ph., Richoux, Ph., Bournaud, M. & Tachet, H., 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 139: 53-83.

- Van Dam, H., Mertens, A. & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist of ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 28: 117-133.
- van den Berg, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora
- van den Berg, 2004b. Achtergrondrapportage referenties en maatlatten fytoplankton - Rapportage van de expertgroep fytoplankton.
- van der Molen *et al.*, 2004. Referenties van de KRW watertypen.
- Van Thuyne, G. & Belpaire, C. 2000. Visbestandopnames op de zijlopen van de Zenne, Vlaams-Brabant en Antwerpen (1997 en 1998). IBW.Wb.V.IR.2000.103, 12 pp.
- Van Thuyne, G., 1996. Inventarisatie van de aanwezige bevissingsapparatuur op het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Intern rapport Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.Wb.V.IR.96.28, 9 pp.
- Van Thuyne, G., 2003. Visbestanden op het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde (2002). IBW.Wb.V.IR.2003.139, 11 pp.
- Vanden Bossche, J.-P. & Usseglio-Polatera Ph., sous presse Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, sous presse.
- Vanden Bossche, J.-P., 2004. Cahier spécial des charges CRNFB/450/2004, 35 pp.
- Verdonschot P. F. M., Nijboer R. C., & Vlek H. E., 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); II. De ontwikkeling van maatlatten. Alterra, Wageningen.
- VIWC, 2001. De Europese kaderrichtlijn water: een leidraad. Vlaams integraal wateroverleg comité, Brussel.
- Vrielynck, S., Belpaire, C., Stabel, A., Breine, J. & Quataert, P., 2002
- Wanzenböck, J., Gassner, H., Lahnsteiner, B., Hassan, Y., Hauseder, G., Doblander, C. & Köck, G., 2002. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities: an example from traunsee exposed to intensive fishing and to effluents from the soda industry. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2: 222-248.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki A., Sumita, M., 1990. Numerical simulation of organic pollution based on the attaches diatom assemblage in Lake Biwa(1). *Diatom. The JAp. Journal of Diatomology* V 5: 9-20.
- Whiteside, B.G. & McNatt, R.M., 1972. Fish species diversity in relation to stream order and physicochemical conditions in the Plum creek drainage basin. *American Midland naturalist*, 88 (1): 90-101.
- Wichert, G. A. & Rapport, D. J., 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage system. *Environmental Management*, 22: 425-443.
- Woodiwiss, L., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 14: 443-447.
- Zelinka, M. & P. Marvan, 1961. Zur prazisierung der biologischen klassifikation des Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.