



**Opdrachtgever
Brussels Hoofdstedelijk Gewest
BIM - IBGE**

Evaluatie van de ecologische staat van sterk veranderde en artificiele waterlichamen in het Brussels-Hoofdstedelijk Gewest zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG

Eindverslag (31.01.2008)



Vrije Universiteit Brussel

Onderzoeksgroep Algemene Plantkunde en
Natuurbeheer

**Vrije Universiteit Brussel
Ludwig Triest
Anatoly Peretyatko
Abebe Beyene
Anneleen Van Tendeloo**



inbo

instituut voor natuur- en bosonderzoek

**Instituut voor natuur- en bosonderzoek
Jan Breine**



**Université Libre de
Bruxelles
Guy Josens
Nicolas Crohain**

Te refereren als:

Triest L., Breine, J., Crohain, N. & Josens, G., 2008. Evaluatie van de ecologische staat van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG, 226 pp.

INBO.R.2008.5

Depotnummer:D/2008/3241/017

Samenvatting

In 2004 werd er een staalname methodologie en beoordelingsmethode opgesteld voor de sterk veranderde en artificiële Brusselse waterlichamen in kader van de KaderRichtlijnWater 2000/60/EG (Van Tendeloo *et al.*, 2004). In het huidige rapport wordt deze methodologie verfijnd en gevalideerd voor de Woluwe, Roodkloosterbeek, Zenne, het Kanaal, de grote Bosvoorde vijver, de lange vijver van het Woluwepark en de vijver van het Terbronnenpark en dit op basis van staalnames in 2007 voor 5 organismegroepen, de waterflora (macrofyten en diatomeeën), het fytoplankton de macro-invertebraten en de vissen.

De ecologische kwaliteit werd voor elke organismegroep bepaald en de scores voor de EQR (Ecological Quality Ratio) en de in 2007 bekomen kwaliteitsklassen worden beschreven en vergeleken met deze van 2004. Aanwijzingen voor de verbetering of verslechtering van de ecologische toestand worden beschreven voor elke staalnameplaats en elke relevante organismegroep. In het bijzonder gaat de aandacht naar de situatie van de Zenne in 2007 na de ingebruikname van de zuiveringsinstallaties Zuid en Noord.

Dit onderzoek geeft aanbevelingen voor het bereiken van het goed ecologisch potentieel.

Macrofyten

Na validatie van de staalname- en beoordelingsmethodologie raden we enkele kleine wijzigingen aan t.ov. de methode uit 2004. Hiervoor wordt op het terrein best per 10 meter de abundantie van de kwelindicatoren, hydrofyten en helofyten geschat volgens de weergegeven klasse. Voor de beoordelingsmethode wordt de methodologie uit Van Tendeloo *et al.* (2004) licht gewijzigd door de metrieken die niet differentiërend werken, weg te laten.

Voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen werd in 2004 en 2007 de klasse '**matig**' gevonden (In de Roodkloosterbeek is het kwaliteitselement 'macrofyten' **niet van toepassing** door de sterke beschaduwning). De Zenne valt voor beide monitoringspunten in de klasse '**slecht**'. De Grote vijver van Bosvoorde (ETA051) valt in de klasse '**matig**' in 2004 en behaalt het '**Goed Ecologisch Potentieel**' in 2007. De Lange vijver van het Woluwe park (ETA013) valt net op de grens van de klasse '**ontoereikend/matig**' in 2004 en in 2007. De vijver van het Terbronnenpark (ETA223) valt in de klasse '**ontoereikend**' in 2004 en 2007. Voor het Kanaal is het kwaliteitselement 'macrofyten' **niet van toepassing** door de artificiële hydromorfologie.

Ingrepen zoals het verminderen van beschaduwning door uitdunning van aaneengesloten bomenrijen langs de oevers van de Woluwe en de Roodkloosterbeek en het tegengaan van verruiging van de bermen kunnen leiden tot een hogere EQR en het behalen van een GEP. Specifiek voor de Zenne is te verwachten dat één submerse macrofyt kan herkoloniseren op korte termijn en dat een aangepast oever en bermbeheer in de open zones kan leiden tot een verhoging van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten. Het actief biologisch beheer van de vijvers heeft reeds sterk verbeterde EQR resultaten getoond en een beheer gericht op de terugkeer van submerse macrofyten en van populaties met kwelindicatoren aan de oever zal leiden tot het behalen van het goed/maximaal ecologisch potentieel voor het kwaliteitselement macrofyten.

Diatomeeën

Voor de staalnamemethodologie stellen we voor om in het voorjaar (periode maart -april) te monitoren omdat dan de meest duidelijk gradient aanwezig is (uitsluiting van effecten door beschaduwing, van de temperatuursverschillen aan bron tot benedenloop). De staalname gebeurt het beste op (semi-)natuurlijk materiaal indien dit aanwezig is. De beoordelingsmethodologie werd grondig aangepast t.o.v. 2004. We raden aan om te werken met de IPS-index.

Volgens de voorgestelde IPS methode behoren de monitoringspunten op de Woluwe en Roodkloosterbeek tot de klasse '**matig**', in 2004 en in 2007. Beide monitoringspunten op de Zenne behoren tot de klasse '**ontoereikend**' in 2004 maar de EQR waarden zijn verbeterd in 2007, met nog steeds de klasse '**ontoereikend**' in Anderlecht (ZEN025) en een '**matige**' kwaliteit ter hoogte van Haren / Budabrug (ZEN070). De TDI duidt echter op een substantiële verbetering in 2007 tot een '**matige**' kwaliteit (i.p.v. een '**slechte**' kwaliteit in 2004). Het Kanaal wordt in 2004 ter hoogte van Anderlecht in de klasse '**ontoereikend**' geplaatst en ter hoogte van Vilvoorde als '**matig**'. In 2007 is het kanaal ter hoogte van Anderlecht in de klasse '**matig**' geplaatst en ter hoogte van Vilvoorde als '**ontoereikend**'.

Voor de verhoging van de EQR in de Woluwe rivier en de Roodkloosterbeek is een verbetering van de waterkwaliteit van de vijvers (vooral deze van het doorstroom type) nodig en raden we ook aan om de rechtstreekse invloed van de vijvers te verminderen. Het fyto bentos zal een belangrijk te monitoren kwaliteitselement zijn voor de bepaling van lange termijn trends in de Zenne en het Kanaal.

Fytoplankton

Voor de staalnamemethodologie stellen we voor om 3-5 staalnames te beschouwen (maart-oktober) omdat grote fluctuaties in soortensamenstelling en vooral in abundanties kunnen optreden tijdens eenzelfde seizoen. De beoordelingsmethodologie opgesteld in 2004 werd niet gewijzigd, maar de vraagstelling over de fysische invloed van scheepvaart op het kwaliteitselement fytoplankton blijft onopgelost.

De voorgestelde beoordelingsmethode plaatst het Kanaal in de klasse '**matig**' voor de beide monitoringspunten in 2004 en 2007 en geeft volgend resultaat voor de onderzochte vijvers: de Lange vijver van het Woluwe park in de klasse '**slecht**' in 2004 en '**matig**' in 2007; de Grote vijver van Bosvoorde in de klasse '**GEP**' in 2004 en '**GEP**' in 2007; en de vijver van het TerBronnenpark in de klasse '**ontoereikend**' in 2004 en '**matig**' in 2007.

Het actief biologisch beheer van de vijvers heeft reeds sterk verbeterde EQR resultaten getoond en een beheer gericht op de terugkeer van een heldere toestand zonder bloei van cyanobacteriën zal leiden tot het behalen van het goed/maximaal ecologisch potentieel voor het kwaliteitselement fytoplankton in de vijvers. Het Maximum Ecologisch Potentieel voor het kanaal moet nog onderzocht worden, meer bepaald de aanpassing van grenswaarden voor de kwaliteitsklassen.

Macro-invertebraten

De staalnamemethode is onveranderd gebleven zoals vermeld in het rapport van 2004, maar de beoordelingsmethode (IBGN) is nu aangevuld met de MMIF (een nieuwe multimetrische index voor Vlaanderen). Beide beoordelingsmethoden zijn herberekend voor de situatie in 2004. De multimetrische index bestond al in 2004 (en was ook gebruikt) maar hij was splinternieuw en had nog geen naam (dat is nu de MMIF). Beide indices werden gebruikt om te vergelijken met theoretische referentie toestanden en toonden samenhangende resultaten. Voor het vergelijken met de maximale potentiëlen werd de IBGN gebruikt voor de rivieren en het kanaal en de MMIF voor de vijvers om te kunnen vergelijken met de toestand in 2007.

De Woluwe blijft zijn toestand van **‘matig’** behouden in 2004 en 2007. De Roodkloosterbeek verbeterd van een **‘matige’** naar een toestand met **‘maximaal ecologisch potentieel’**. De Zenne blijft in het Brusselse Gewest nog in een **‘ontoereikende’** toestand, maar is de situatie niet meer te beschouwen als biologisch dood. Voor het kanaal is er qua appreciatie niets veranderd. Beide locaties blijven in een toestand van **‘matig’**. Voor de vijvers zien we een stijging naar een **‘Maximaal of Goed Ecologisch Potentieel’** in 2007.

Voor de verhoging van de EQR is het noodzakelijk de organische vervuiling te reduceren in alle waterlichamen. Een verbetering van de EQR in de waterlopen kan ook bekomen worden door het beperken van het aantal overhangende bomen omwille van het bladval, door het verhogen van de heterogeniteit in stroomsnelheden. Voor de vijvers wordt specifiek aangeraden om ook de overhangende bomen te verwijderen en vooral deze met dode stammen of takken in het water. Het recente vijverbeheer heeft reeds voor een verbetering gezorgd door de droogleggingen en vogelvermindering.

Vissen

Voor de staalnamemethodologie stellen we voor dat er het best gevist wordt in de periode maart-juni en/of september-oktober. Naargelang het type water wordt er wadend of per boot gevist en worden verschillende technieken gebruikt.

De staalname methode voor rivieren en kanalen is onveranderd gebleven sedert 2004 maar we hebben de gestandaardiseerde staalname methode voor meren lichtjes aangepast. Tenslotte passen we de Index voor Biotische Integriteit Brussel (IBIB) voor het bepalen van de ecologische toestand toe op de recente gegevens en het vergelijken met de waarden bekomen in 2004.

De Woluwe blijft zijn toestand van **‘Goed Ecologisch Potentieel’** behouden in 2004 en 2007. De Roodkloosterbeek gaat achteruit van een **‘matige’** naar **‘slechte’** toestand omdat maar twee soorten werden gevonden, waarbij de IBIB geen betrouwbare waarden geeft. De Zenne blijft in het Brusselse Gewest nog in een **‘slechte’** toestand. Voor het kanaal is er qua appreciatie niets veranderd. Beide locaties blijven in een toestand van **‘Goed Ecologisch Potentieel’**. Voor de vijvers zien we een stijging naar een **‘Goed Ecologisch Potentieel’** in 2007.

Voor de verhoging van de EQR in de Woluwe rivier en de Roodkloosterbeek is net zoals gesteld voor de diatomeeën een verbetering van de waterkwaliteit nodig. We raden ook aan om de rechtstreekse invloed van de vijvers te verminderen. Voor de Zenne zal een verhoging van EQR bekomen worden dankzij het verder functioneren van de RWZI's maar ook door het natuurlijker maken van de oevers. De EQR in het kanaal wordt hier hoofdzakelijk beïnvloed door de waterkwaliteit.

Inhoudstabel

Samenvatting.....	3
Inhoudstabel.....	6
1. Inleiding	10
1.1 Doel van rapport: toestand- en trendmonitoring.....	10
1.2 Beschrijving van de monitoringspunten.....	10
1.3 Europese Kaderrichtlijn Water (KRW).....	11
1.3.1 Categorie.....	12
1.3.2 Typologie.....	13
1.3.3 Rivieren	13
1.3.4 Kanaal.....	14
1.3.5 Vijvers	14
1.4 Referentieomstandigheden - referentietoestand	15
1.5 EQR ecologisch kwaliteitsratio - evaluatietechniek	18
1.6 Intercalibratie.....	19
1.7 Monitoring.....	19
2. Macrofyten	21
2.1 Voor- en nadelen van macrofyten.....	21
2.2 Methodologie.....	23
2.2.1 Rivieren	25
2.2.2 Meren.....	27
2.3 Beoordelingssysteem.....	29
2.3.1 Rivieren	30
2.3.2 Meren.....	31
2.3.3 Voorgestelde beoordelingssysteem	32
2.3.4 Aangepast beoordelingssysteem (Van Tendeloo et al., 2006).....	35
2.4 Referentietoestand voor macrofyten	37
2.4.1 Natuurlijke referentietoestand.....	37
2.4.2 MEP.....	40
2.5 Resultaten macrofytenopname Brussels Hoofdstedelijk Gewest	43
2.5.1 Woluwe.....	45
2.5.2 Zenne	47
2.5.3 Kanaal.....	47
2.5.4 Vijvers	47
3. Fytobenthos	53
3.1 Voor- en nadelen van diatomeeën	53
3.2 Methodologie.....	53
3.2.1 Verzamelen	55
3.2.2 Preparatie en bewaring	59
3.2.3 Identificatie	60
3.2.4 Tellingen.....	60
3.3 Beoordelingssysteem.....	60
3.3.1 Diatomeeënindices (Uit Triest <i>et al.</i> , 2003).....	61
3.3.2 Vergelijking van de verschillende indices.....	64
3.3.3 Klassenindeling via de indices.....	64
3.3.4 Analyse fytobenthos samenstelling via positieve en negatieve indicatorsoorten (Uit van den Berg, 2004a).....	65
3.3.5 Voorgestelde beoordelingssysteem	66

3.4	Referentietoestand voor fyto­benthos	69
3.4.1	Natuurlijke referentietoestand.....	69
3.4.2	MEP.....	70
3.5	Resultaten fyto­benthosopname Brussel	73
3.5.1	Woluwe.....	74
3.5.2	Zenne	74
3.5.3	Kanaal.....	75
3.6	Combinatie macrofyten en fyto­benthos tot waterflora	78
4.	Fytoplankton.....	81
4.1	Voor- en nadelen van fytoplankton.....	81
4.2	Methodologie.....	82
4.2.1	Staalname.....	82
4.2.2	Identificatie en telling.....	83
4.2.3	Abundantieschatting	83
4.3	Beoordelingssysteem.....	85
4.3.1	Soortensamenstelling.....	86
4.3.2	Abundantie.....	87
4.3.3	Integratie soortensamenstelling en abundantie (van den Berg, 2004b).....	87
4.3.4	Voorgestelde beoordelingssysteem	87
4.4	Referentietoestand voor fytoplankton	89
4.4.1	Natuurlijke referentietoestand.....	89
4.4.2	MEP.....	90
4.5	Resultaten fytoplankton opname Brussel.....	91
4.5.1	Kanaal	92
4.5.2	Vijvers	93
5.	Macro-invertebraten - les macro-invertébrés	96
5.1	Résumé	96
5.2	Introduction.	98
5.3	Définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique.	98
5.4	Matériels et méthodes	98
5.4.1	Modification de méthodologie par rapport à 2004.....	98
5.4.2	Echantillonnage.....	98
5.4.3	Comparaison des méthodes wallonne et flamande.	103
5.5	Fiabilité des méthodes basées sur les macro-invertébrés.	105
5.5.1	Fiabilité des indices.	105
5.5.2	Fiabilité de l'échantillonnage.....	106
5.5.3	Fiabilité des identifications.....	107
5.6	Définition des états de référence et des potentiels écologiques en Région bruxelloise.....	107
5.6.1	Typologie des masses d'eau étudiées.....	107
5.6.2	Définition des potentiels écologiques.....	107
5.6.3	Analyse des contraintes des eaux modifiées et artificielles.....	109
5.6.4	Déclaration des potentiels écologiques en Région bruxelloise.....	114
5.6.5	Calculs des EQR et couleurs conventionnelles.....	116
5.7	Résultats des évaluations de 2007.....	117
5.7.1	La Woluwe (WOL 025/035).....	117
5.7.2	Le Ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001).	120
5.7.3	La Senne à l'entrée dans la Région bruxelloise (ZEN 025).	122
5.7.4	La Senne à la sortie de la Région bruxelloise (ZEN 070).	125
5.7.5	Le canal à l'entrée dans la Région bruxelloise (KAN 005).....	127

5.7.6	Le canal à la sortie de la Région bruxelloise (KAN 050).....	130
5.7.7	L'étang long de Woluwé (ETA 013).....	132
5.7.8	Le grand étang de Boitsfort (ETA 051).....	134
5.7.9	L'étang du parc des sources (ETA 223).	136
5.7.10	Comparaisons synthétiques entre 2004 et 2007.....	138
5.7.11	Recommandation à l'attention des gestionnaires.....	139
5.8	Remerciements	140
6.	Vissen.....	141
6.1	Voor- en nadelen van vissen.....	142
6.2	Methodologie.....	143
6.2.1	Rivieren	143
6.2.2	Meren.....	144
6.2.3	Voorgestelde methode	145
6.3	Beoordelingssysteem.....	147
6.4	Referentietoestanden voor vissen	148
6.4.1	Inleiding.....	148
6.4.2	De Zenne.....	149
6.4.3	De Woluwe en Roodkloosterbeek.....	152
6.4.4	Het kanaal Brussel-Charleroi	153
6.4.5	De vijvers in het Woluwe park	154
6.4.6	Besluit.....	154
6.5	Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest.	155
6.5.1	Kanaal.....	157
6.5.2	Woluwe.....	158
6.5.3	Roodkloosterbeek.....	159
6.5.4	Zenne	159
6.5.5	Vijvers	160
6.6	Overzicht van de beoordeling in 2004 en 2007	161
7.	Besluit	162
7.1	Woluwe	162
7.2	Zenne.....	164
7.3	Kanaal.....	165
7.4	Vijvers	166
7.5	Impact van het waterzuiveringsstation Zuid en Noord op de ecologische kwaliteit van de Zenne	167
7.6	Mogelijkheden om een GEP (Goed Ecologisch Potentieel) te behalen in waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.....	167
	Legende kleuren:.....	170
	Legende monitoringspunten:.....	170
	Overzichtskaart.....	170
	Waterflora	171
	Fytoplankton	171
	Macro-invertebraten	172
8.	Referentielijst	173
	Annexe 5-1 : Historique et principes des indices biocénotiques basés sur les macro-invertébrés.....	185
	Annexe 5-2 : Définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique en Flandre et en Wallonie	189
	Annexe 5-3 : Liste du matériel d'échantillonnage	201
	Annexe 5-4 : Fiche de terrain.....	203

Verso.....	205
Annexe 5-5a : Fiches de terrain 2007 des masses d'eau fortement modifiées (sauf étangs)	207
Annexe 5-5b : Fiches de terrain 2007 du canal (masse d'eau artificielle) et des étangs (masses d'eau fortement modifiées).....	211
Annexe 5-6a : Fiches d'inventaire 2007 des macro-invertébrés des masses d'eau fortement modifiées (sauf étangs)	216
Annexe 5-6b : Fiches d'inventaire 2007 des macro-invertébrés du canal et des étangs	218
Annexe 5-7 Nomenclature vernaculaire (quand il en existe) des macro-invertébrés cités dans ce rapport (les taxons sont repris selon leur ordre systématique)	221
Annexe 5-8 : Glossaire, abréviations et définitions de quelques termes techniques.....	224

1. Inleiding

1.1 Doel van rapport: toestand- en trendmonitoring

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) beschreven worden voor de verschillende organismegroepen (macrofyten, fyto-benthos, fytoplankton, macroinvertebraten en vissen) zoals voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004) en Van Tendeloo *et al.* (2006).

Daarnaast zal voor de verschillende organismegroepen de **methodologie** toegepast worden voor een monitoring in 2007. Een eerste toestandmonitoring werd reeds uitgevoerd in september - oktober 2004, de resultaten van beide perioden worden vergeleken en besproken (trendmonitoring).

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 beoordelingsklasse niet gebruikt wordt. Aan de hand van deze klasseringen wordt een kaart opgesteld (Arc View) met visualisatie van alle verkregen resultaten. De mogelijke impact van de waterzuiveringsstations Brussel Zuid en Brussel Noord op de Zenne wordt beschouwd, evenals effecten van een gewijzigd beheer van de vijvers op de ecologische kwaliteit in het Woluwebekken.

1.2 Beschrijving van de monitoringspunten

Voor de toestand- en trendmonitoring 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) beschouwd als KRW verplichting aan de Europese Unie (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

1.3 Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)

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 stroomgebiedsdistrict
- 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-benthos, 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).

1.3.1 Categorie

Oppervlaktewaterlichamen moeten volgens de KRW 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 KRW:

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 KRW:

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.

1.3.2 Typologie

Binnen elke categorie worden de waterlichamen volgens de KRW 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 KRW 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'.

1.3.3 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 karakteristieken 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."

1.3.4 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 hevige regenweer er een overstort kan plaatsvinden van Zenne naar Kanaal. De locatie van deze overstorten en van de sluizen binnen het Brussels Hoofdstedelijk gewest zijn te zien op de figuren in bijlage 2 in het rapport door Van Tendeloo *et al.* (2004).

1.3.5 Vijvers

De meerderheid van de 21 waterpartijen van het Woluwe bekken werden als ondiepe hyper-eutrofe vijvers geklasseerd op basis van de totale fosfor (Peretyatko *et al.*, 2006)

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 KRW. 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 *et al.*, 2006).

1.4 Referentieomstandigheden - referentietoestand

Definitie uit KRW:

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 KRW.

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-benthos)	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 KRW 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.

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).

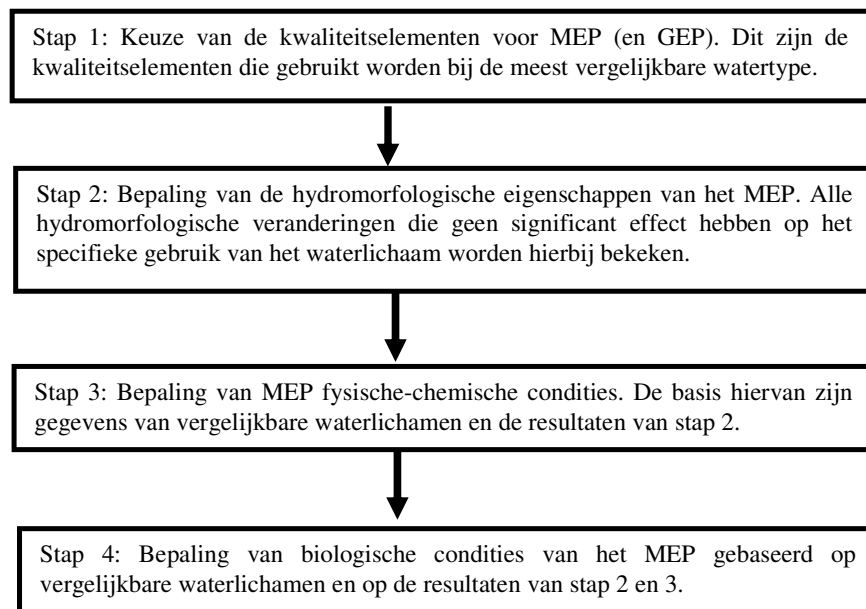
Een uitzondering op de referentietoestand wordt voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen gemaakt. Hier bepaalt de KRW dat er niet naar een zeer goede ecologische toestand gekeken wordt, maar naar het **maximaal ecologisch potentieel** (MEP). Om de te onderzoeken kwaliteitselementen te bepalen 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 KRW:

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 1-1).



Figuur 1-1: 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 Van Tendeloo *et al.* (2004) werd stap 1 en 4 verder uitgewerkt. 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 Van Tendeloo *et al.* (2004) werd een '*hoog*' en '*laag*' maximum potentieel bepaald. Hierbij is het '*hoge*' potentieel (Frans: potentieel haut) het MEP waarbij hydromorfologische veranderingen aan het waterlichaam in rekening gebracht worden en het '*lage*' (Frans: potentieel 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). In het huidige rapport wordt enkel een '*laag*' maximum potentieel beschouwd.

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

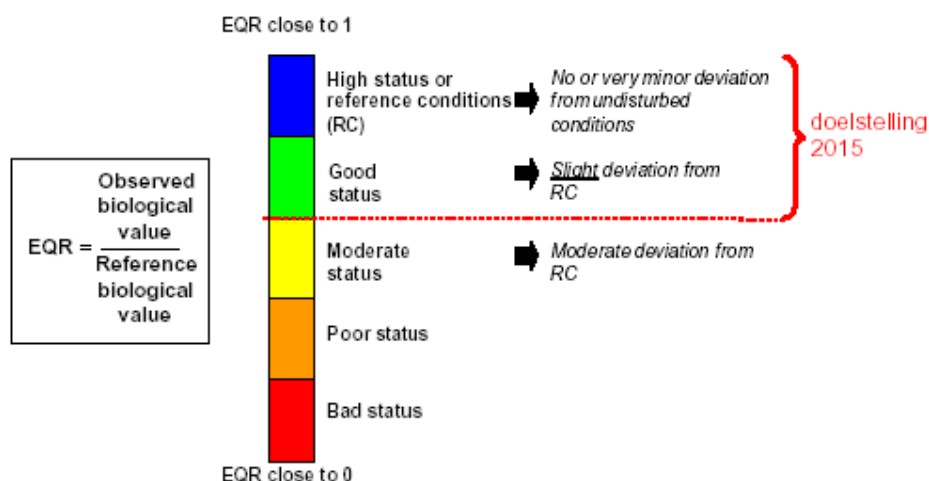
Voor het Brussels Hoofdstedelijk gewest werd in Van Tendeloo *et al.* (2004) de bepaling van de referentietoestand voor elk type waterlichaam nog in detail per kwaliteitselement

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. De ontwikkelde visie en de essentie van de uitwerking van het MEP worden in het huidige rapport kort hernomen.

1.5 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, benthische 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 1-2). 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 1-2: Berekening ecologische kwaliteitsratio's (EQR) volgens KRW (Uit Schneiders *et al.*, 2004)

De klassen en klassegrenzen zijn anders bepaald voor de sterk gewijzigde waterlichamen. Het Maximum Ecologisch Potentieel (MEP) kan een EQR lager dan 1 hebben en men definieert een nieuwe klasse, het Goed Ecologisch Potentieel (GEP). EQR waarden lager dan het GEP komen overeen met een verstoorde situatie en zijn dan globaal beschouwd als een 'ontoereikende' ecologische kwaliteit. Waarden lager dan het GEP kunnen echter verder onderverdeeld worden in de klassen matig, ontoereikend en slecht.

De visie over het 'one out, all out' principe moet in vraag worden gesteld bij de beoordeling van sterk veranderde waterlichamen omdat op die wijze de kwaliteitsverbetering, zelfs indien substantieel toegenomen voor één van de biologische kwaliteitselementen, volledig genegeerd wordt en verborgen blijft voor beleidsmakers die zich enkel zouden baseren op het gecombineerde eindresultaat en dito kleurcode (L. Triest, pers. comm.).

De KRW 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 KRW. De KRW 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 KRW inhoud (Verdonschot *et al.*, 2003).

Definities KRW:

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 Brussels Hoofdstedelijk Gewest maken de zeer specifieke hydrologische situaties de bepaling van het MEP moeilijk, zoals het gebiedsvreemd water in het Kanaal; de connectie van het Kanaal met de Zenne (maatregel tegen de overstroming van laagste zones in het Gewest); de connectie van de Woluwerivier met vijvers en de stedelijke run-off voor de opvang van piekdebieten tegen lokale wateroverlast, enz..

1.6 Intercalibratie

Om de biologische monitoringsresultaten tussen de verschillende landen vergelijkbaar te maken, werden de aangeduide klassengrenzen vergeleken in een intercalibratie-oefening. De uitkomst van deze oefening bepaalt de uiteindelijke klassengrenzen. Een intercalibratie tussen de Gewesten in België is niet uitgevoerd m.b.t. de EQR van sterk gewijzigde waterlichamen.

1.7 Monitoring

De laatste stap die in dit verslag uitgelegd wordt, is de wijze waarop de waterlichamen gemonitord worden. De KRW 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 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 KRW is te vinden in tabel 1-4.

Tabel 1-3: Frequentie waarmee de verschillende kwaliteitselementen in meren en rivieren gemonitord moeten worden volgens de KRW en de implementatie in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (BHG) voor de verschillende geselecteerde waterlichamen. Het Kanaal, de Zenne en de Woluwe werden geselecteerd voor rapportage aan KRW. De vijvers en Roodkloosterbeek werden aanvullend geselecteerd voor toestand- en trendmonitoring binnen het Gewest. Het aantal sites per type waterlichaam staat tussen haakjes.

Kwaliteitselement	Rivieren	Meren	BHG (KRW)	BHG (aanvullend)
Fytoplankton	6 maanden ¹	6 maanden	Kanaal (2)	Vijvers (3)
Waterflora (macrofyten en fyto-benthos)	3 jaar	3 jaar	Kanaal (2) Zenne (2) Woluwe (1)	Vijvers (3) Roodkloosterbeek (1)
Bentische invertebrate fauna	3 jaar	3 jaar	Kanaal (2) Zenne (2) Woluwe (1)	Vijvers (3) Roodkloosterbeek (1)
Visfauna	3 jaar	3 jaar	Kanaal (2) Zenne (2) Woluwe (1)	Vijvers (3) Roodkloosterbeek (1)

¹ In de KRW 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.

2. Macrofyten

Waterflora moet volgens de KRW 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).

2.1 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 afhangen 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 2-1: 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	- 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	- 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	- Structurele component van het habitat - <i>Habitat en voedsel voor zeer veel soorten</i>	- In beschaduwde delen (en dus in grote delen van Brussel) afwezig
Monitoring macrofyten	- 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>	- 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, maaibeheer, verdelging)</i> - Kolonisatie nieuwe habitats is afhankelijk van toeval - <i>Abundantie zeer variabel en 'optimale abundanties' zijn niet gekend</i>
Maatschappelijk draagvlak	- Sociaal relevant, directe link met rivier- en vijverbeheer	

2.2 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 in Van Tendeloo *et al.* (2004) een lijst opgesteld met de levensvormen van de verschillende waterplanten die voorkomen in het gewest.

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 KRW 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 draadalg 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: dichtheid, 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 methode². 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, inclusief de mogelijke invloed van hevige regenval met hoge debieten tijdens de zomermaanden op de Woluwe rivier en de Roodkloosterbeek.

² Bron: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=70572&lan=EN>

2.2.1 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 KRW 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).

2.2.2 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 KRW 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**³, 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 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.

³ 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.

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 frequentiemethode⁴. 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 tijdsroovende 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 in Van Tendeloo et al. (2004):

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

⁴ 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.

- Bij de keuze van de opnameplaatsen moet rekening gehouden worden met het rivierbeheer, de helderheid van het water, de beschaduwning 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).

2.3 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 KRW 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 KRW 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 (namelijk waterflora met zowel fyto-benthos als macrofyten als kwaliteitselement) 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 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) of zelfs het beste resultaat te beschouwen, aangezien de kwaliteitsbeoordeling een potentieel weergeeft.

2.3.1 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 eutrofiëringseffecten 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 eutrofiëringseffecten (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 KRW te voldoen.

2.3.2 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 verstoring indicators 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 beschaduwning, een zeer onstabiel (natuurlijk) substraat of te grote diepte in verhouding tot de achtergrondtroebeling een normale toestand kan zijn.

Binnen het kwaliteitselement 'waterflora' zou het 'one-out, all-out' principe moeten gelden, maar voor de kunstmatige en sterk gewijzigde waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is het wellicht 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'.

2.3.3 Voorgestelde beoordelingssysteem

Voor het kwaliteitselement 'macrofyten', stellen we voor om de ecologische beoordeling van de macrofyten in Zenne, Woluwe, Kanaal en vijvers van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest te baseren op een multimetrische aanpak met meer dan 1 variabele of index. Er wordt hierbij rekening gehouden met de lokale, specifieke hydrologische situatie en het potentieel van "sterk veranderde" en "kunstmatige" waterlichamen.

Het door Van Tendeloo *et al.* (2004) voorgestelde multimetrische systeem maakte gebruik van 7 verschillende variabelen en 2 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 waterlooplengte (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.

Tabel 2-2: Aanduiding van gebruikte variabelen per waterlichaam (huidige toestand of na morfologische veranderingen) en opdeling van de score zoals voorgesteld in Van Tendeloo et al. (2004).

	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 2-3: Klassenindeling voor de vooropgestelde methodologie, gebaseerd op een vergelijking op basis van beschikbare en gesimuleerde macrofytenopnames. .

Metrieke	Gemiddelde	Grenzen	EQR
MEP	10	10	1
GEP	≥ 7	≥ 7	≥ 0.7
M	$3 \leq x < 7$		$0.3 \leq x < 0.7$
O	$1 \leq x < 3$		$0.1 \leq x < 0.3$
S	< 1		< 0.1

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.

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 simulaties met het voorgestelde beoordelingssysteem (Van Tendeloo *et al.*, 2004). Dit toonde aan dat 1 variabele niet zeer veel impact heeft op de klassebeoordeling. Een volledig foutieve beoordeling gebeurde pas indien de 6 variabelen verkeerd beoordeeld werden.

2.3.4 Aangepast beoordelingssysteem (Van Tendeloo et al., 2006)

In de methode werd in 2006 alvast één grote wijziging aangebracht. I.p.v. de GIS-index werd er gebruik gemaakt van de **IBMR-index**. In 2004 werd er geopteerd voor de GIS-index aangezien deze trofiescores voor hydrofyten had en de IBMR enkel voor oeverplanten. De IBMR-index is nu echter beter dan de GIS-index aangezien de IBMR-indicator lijst recent werd bijgewerkt waardoor deze nu zowel hydrofyten als oeverplanten bevat (Haury *et al.*, 2006). Voor meer uitleg i.v.m. de IBMRverwijzen we naar Indice Biologique Macrophytes en Rivières, 2006 (AFNOR T90-395).

Variabele 3, 4 en 6 vragen een **abundantie** (namelijk ‘geen’, ‘laag’, ‘frequent’, ‘abundant’) van een specifieke groeivorm of ecologische groep (kwelindicator, submers of helofyten). Tijdens de afgelopen jaren werden de frequenties genoteerd per plant en niet per klasse. Om dit probleem op te lossen werd voor alle planten behorende tot een klasse de gemiddelde frequentie opgeteld. De klassengrenzen van de abundantie werd op basis van expertenoordeel bepaald (zie tabel 2-4). We raden naar volgende jaren echter aan om de abundanties van de verschillende groepen (i.e. groeivormen en grondwaterafhankelijkheid) waterplanten direct per 10 meter te bepalen op het terrein.

Tabel 2-4: Som van frequenties gebruikt om in te delen in abundantieklassen.

Abundantieklasse	Som van gemiddelde frequentie van alle macrofyten soorten
Laag en sporadisch	≤ 1
Frequent	$1 < x < 4$
Abundant	≥ 4

Met enkele opmerkingen dient nog rekening gehouden te worden bij het gebruiken van de index. Zo wordt voor de abundantie van de submerse waterplanten de **filamenteuze algen** niet meegerekend. Voor de abundantie van de hydrofyten wordt geen rekening gehouden met *Lemna* sp..

Een vereenvoudigde methode (MMRB)

Er wordt in Van Tendeloo *et al.* (2006) ook een vereenvoudigde methode voorgesteld: de **MMRB** (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels 2006). Deze maakt geen gebruik de trofiescore (IBMR of GIS) noch met wijze van reproductie (i.e. variabele nummer 5 in tabel 2-2) omdat deze beoordelingsmethoden zeer weinig differentiëren.

In Van Tendeloo *et al.* (2006) werd de ecologische kwaliteit bepaald voor acht stroken van de Woluwe rivier (een tijdsreeks van 1998 tot 2006). De volgende 3 methoden werden vergeleken:

- IBMR (2006)
- VUB-methode (zoals voorgesteld in Van Tendeloo *et al.*, 2004)
- Vereenvoudigde werkmethode (**MMRB**, zoals voorgesteld in Van Tendeloo *et al.*, 2006).

Deze laatste vereenvoudigde werkmethode op het voorstel van 2004 maakt enkel gebruik van volgende metrics:

- 1 Structuur van de waterplantenvegetatie (abundantie van submerse, drijvende en emergente)
- 2 Aantal grondwaterafhankelijke soorten
- 3 Abundantie van de grondwaterafhankelijke soorten
- 4 Abundantie van de submerse soorten
- 6 Abundantie van de emergente soorten

Ze beschouwt niet de metric nr. 5 (i.v.m reproductie) en maakt geen gemiddelde met de IBMR (2006) waarden, aangezien deze onvoldoende differentiërend werken.

De vereenvoudigde methode werd **MMRB** (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels 2006) genoemd (Van Tendeloo *et al.*, 2006).

In de ordinaties zijn de IBMR en MMRB sterk gecorreleerd qua waarden, wat de bruikbaarheid van de vereenvoudigde methode aantoont. De omzetting naar ecologische kwaliteit (EQR) is volledig anders dan voor de IBMR en de kwaliteitsbeoordeling steunt op het ecologisch potentieel binnen voedselrijke, kunstmatig aangelegde waterlopen in het verstedelijkt gebied.

2.4 Referentietoestand voor macrofyten

2.4.1 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 herbariacolecties** 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 in Van Tendeloo *et al.* (2004) 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 herbariacolecties. 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).

2.4.1.1 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.

2.4.1.2 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).

2.4.1.3 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.

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.

Tabel 2-5: 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

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*.

2.4.1.4 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 indicatorsoorten⁵.

Tabel 2-6: 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 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 laatstgenoemde auteur op een verminderde ecologische kwaliteit.

2.4.2 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.

2.4.2.1 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,

⁵ 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*.

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 2-7: 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.
Rechtstreekse 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> .
Verhoging van de oeverberm	Verhoging van de oeverberm zorgt voor grotere abundantie van ruderaal niet-watergebonden vegetaties (soms exoten) die de smalle waterloop veel beschaduen en de die de watergebonden oeverplanten beperken in hun vasthechting en groei.
Versteving 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 substraten 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.

2.4.2.2 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.

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.

Tabel 2-8: 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.

2.4.2.3 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.

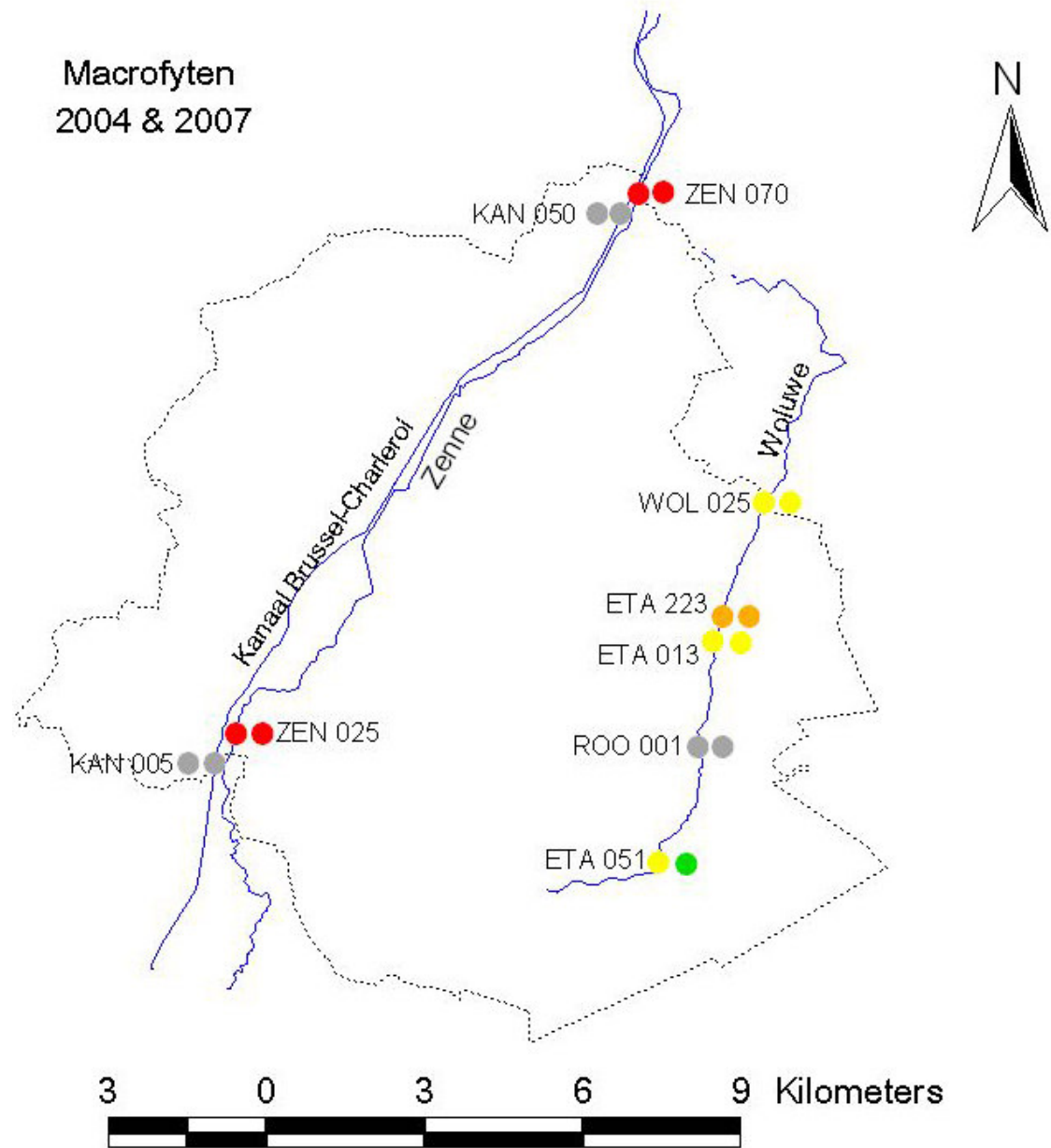
Na verbetering van de hydromorfologische condities (vb. lokale strook met aangepaste zachte en lichte helling) wordt voor de bepaling van het MEP de oeverplanten gebruikt. De groei van ondergedoken waterplanten en drijfbladplanten is door de scheepvaart (turbulentie en golfslag) quasi uitgesloten in 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.

2.4.2.4 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).

2.5 Resultaten macrofytenopname Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Voor de beoordeling wordt er gewerkt met het voorgestelde origineel voorgestelde beoordelingssysteem (Van Tendeloo *et al.*, 2004) en het vereenvoudigd beoordelingssysteem (Van Tendeloo *et al.*, 2006). 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. 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.

2.5.1 Woluwe

Macrofytenopname gebeurde in de Woluwe de eerste week van september 2004 en de laatste week van augustus 2007 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 in Van Tendeloo *et al.* 2004). Voor beide opnames werden in 2004 de GIS- en MTR-waarden voor de soorten toegevoegd en een gewogen gemiddelde berekend. Dit werkte niet differentiërend, evenmin als de herwerkte versie van GIS, namelijk de IBMR (Van Tendeloo *et al.*, 2006). Het gebruik van de indices GIS, MTR of IBMR wordt beschouwd als niet toepasbaar voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

De waargenomen soorten macrofyten en hun abundantie zijn niet erg verschillend voor 2004 en 2007. De dominantie van *Callitriche obtusangula*, *Nasturtium officinale* en *Potamogeton pectinatus* is gebleven (Tabel 2-9).

Tabel 2-9: Abundantie van macrofytensoorten in 2004 en 2007 over hetzelfde 100 meter traject in de Woluwe

Soort	2004	2007
Cal obt	3,12	2,52
Epi hir	0,04	0
Equ pal	0,52	0,02
Iri pse	0,06	0,18
Lyc eur	0,26	0
Men aqu	0,08	0,18
Myo sco	0,68	0,20
Nas off	3,58	3,16
Pot cri	0,52	0,62
Pot pec	1,60	2,54
Sol dul	0,12	0,26
Ver bec	0	0,06

Voor de beoordeling van dit monitoringspunt werd volgens het voorgestelde beoordelingssysteem aan de verschillende variabelen een score toegekend (zie tabel 2-10). Aan de hand van deze afzonderlijke scores kon de EQR berekend worden. Dit gaf voor het 100 meter traject in 2004 en 2007 een beoordeling in de klasse 'matig', ongeacht het gebruik van de methode (met of zonder criterium 5 over de 'reproductiescore').

Tabel 2-10: Invulling score variabelen voor waarnemingen in de Woluwe (Hof ter Musschen, traject van 100m in 2004 en 2007) a.d.h.v. twee methoden Van Tendeloo et al. (2004) en Van Tendeloo et al. (2006).

		VUB methode (2004)		VUB methode (2006) MMRB	
		2004	2007	2004	2007
Woluwé Hof ter Musschen (traject van 100 m)					
1. Structuur 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	10
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)					
Geen kwelindicatoren	0				
Één kwelindicatorsoort	2				
Twee kwelindicatorsoorten	6				
Meerdere kwelindicatorsoorten	10	10	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	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	6
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10				
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)					
Geen macrofyten	0			x	x
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2			x	x
Enkel soorten die vegetatief (desgevallend facultatief sexueel) vermeerderen	4	4	4	x	x
Ten minste 1 soort die tweehuizig, meerjarig is	6			x	x
Ten minste 1 soort die éénhuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	8			x	x
Ten minste 1 soort die tweehuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	10			x	x
6. Totale abundantie score helofyten (0-10)					
Geen watergebonden oeverplanten	0				
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch	2	2	2	2	2
Bedekkingsgraad van oever frequent	6				
Bedekkingsgraad van oever abundant	10				
Som van 6 variabelen	60	38	38		
Som van 5 variabelen	50			34	34
EQR op basis van 6 variabelen (schaal 0-1) met methode 2004		0,63	0,63		
EQR op basis van 5 variabelen (schaal 0-1) met methode 2006 (MMRB)				0,68	0,68

Bij de voorstelling van de beoordelingmethode in 2004 (Van Tendeloo *et al.*, 2004) werd reeds opgemerkt dat ook de trofiescores **eventueel** opgenomen kunnen worden in de beoordeling. In dit rapport en op basis van de bevindingen uit Van Tendeloo *et al.* (2006) stellen we voor om de vereenvoudigde methode (MMRB) toe te passen. Deze werkwijze is eenvoudig en transparant om te bepalen welke de maatregelen kunnen zijn om het GEP te behalen en te behouden. Een verhoging van deEQR en een **‘Goed Ecologisch Potentieel’** kan bekomen worden door een beheer te voeren waarbij:

- de grondwaterafhankelijke soorten nog meer abundant zouden zijn met oa. *Equisetum palustre* en *Mentha aquatica* (*Nasturtium officinale* is reeds abundant aanwezig over ganse lengte)
- de submerse macrofyten een hogere bedekking zouden vormen
- de oeervegetatie meer watergebonden soorten zou bevatten (nu sterk verruigd)

Voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen werd in 2004 en 2007 de klasse **‘matig’** gevonden.

De klasse voor de Roodkloosterbeek werd niet bepaald, hier is het kwaliteitselement 'macrofyten' **niet van toepassing** door de sterke beschaduwning in het 100m segment dat stroomopwaarts is gesitueerd van het Bergojepark.

2.5.2 Zenne

Macrofytenopname in de Zenne gebeurde tijdens de tweede week van september 2004 en 2007. In de Zenne werden geen macrofyten waargenomen (noch ter hoogte van Haren/ Budabrug –ZEN070- noch ter hoogte van Anderlecht/ Viangros –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 macrofytenscore voor de Zenne is nihil in 2004 en 2007 en dit bepaalt de klasse **‘slecht’**.

De Zenne valt voor beide monitoringspunten in de klasse **‘slecht’**.

2.5.3 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 en 2007 werden geen macrofyten waargenomen in het Kanaal.

Door de hydromorfologische condities is het kwaliteitselement macrofyten **niet van toepassing** voor het Kanaal in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

2.5.4 Vijvers

Bij de vijvers gebeurde de opname tijdens de tweede week van september 2004 en tijdens eerste week van augustus 2007. Hierbij werden de aanwezig soorten opgenomen (Tabel 2_10). 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. In de methodologie voorgesteld door Van Tendeloo *et al.* (2004) is een metriek over de wijze van reproductie beschouwd. Deze scores blijken moeilijk te bepalen en differentiëren niet veel. Daarom wordt in dit rapport, naast deze methode uit 2004, ook een vereenvoudigde

methode (naar analogie met de vereenvoudigde methode voor de waterlopen) gebruikt waarbij de metriek 5, namelijk de reproductiescore is weggelaten om het gemiddelde en de EQR te berekenen. De uiteindelijke waarden zijn niet erg verschillend tussen beide methoden.

We noemen deze vereenvoudigde methode de MMPB of Multimetrische index voor Macrofyten in vijvers ('Ponds' in het engels) van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, naar analogie met de MMRB voor de Woluwe rivier.

Grote vijver van Bosvoorde

Deze vijver had in 2004 aan de niet beschaduwde kanten vooral terrestrische vegetatie met sporadisch macrofyten. De planten die in 2004 voorkwamen zijn (allen sporadisch): *Typha latifolia* (aangeplant), *Lycopus europaeus*, *Veronica beccabunga*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides*, *Sparganium erectum*, *Carex* sp. (juveniel), *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 2004 in de klasse 'matig'.

In 2007 is de submerse vegetatie herstellende, is er een globaal hogere diversiteit (24 soorten, exclusief de filamenteuze algen), zijn de grondwaterafhankelijke soorten toegenomen en is de drijfbladvegetatie niet dominant. Al deze factoren maken dat de structuur van de macrofytenvegetaties ook een grote diversiteit omvat. Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in 2007 in de klasse 'Goed Ecologisch Potentieel' met een EQR = 0.80.

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 in 2004 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 2004 net onder de grens in de klasse 'ontoereikend' of net op de grens (met EQR = 0.30) in de klasse 'matig' volgens de vereenvoudigde methode MMPB.

In 2007 is, ondanks de uitgevoerde biomanipulatie met visverwijdering, de submerse vegetatie niet herstellende, is er een globaal lage diversiteit (9 soorten, exclusief de filamenteuze algen), zijn meerdere grondwaterafhankelijke soorten aanwezig maar zeer sporadisch. Al deze factoren maken dat de structuur van de macrofytenvegetaties nog weinig divers is en van geringe omvang. Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in 2007 op de grens van de klasse 'matig' met EQR=0.31 of met een EQR = 0.30 volgens de vereenvoudigde methode MMPB.

Tabel 2-10: Abundantie van de macrofyten en oeervegetatie (Braun-Blanquet schaal van 0-5) in 3 vijvers in 2007. Verklaring afkortingen: ETA223 = Vijver van het Bronnenpark, ETA013 = Lange vijver van het Woluwepark, ETA051 = Grote vijver van Bosvoorde.

	ETA223	ETA013	ETA051
<i>Nuphar lutea</i>	4	2	2
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0	0	4
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	1
<i>Filamenteuze algen</i>	0	0	2
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0	0	2
<i>Elodea nutallii</i>	0	0	2
<i>Phragmites australis</i>	1	0	1
<i>Typha latifolia</i>	0	1	1
<i>Equisetum telmateia</i>	0	2	0
<i>Epilobium sp.</i>	0	1	1
<i>Mentha aquatica</i>	0	1	1
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	1	1
<i>Myosotis palustris</i>	0	1	1
<i>Potamogeton pusillus</i>	0	0	1
<i>Chara sp.</i>	0	0	1
<i>Veronica beccabunga</i>	0	0	1
<i>Nymphaea alba</i>	0	1	0
<i>Alisma plantago</i>	0	0	1
<i>Lythrum salicaria</i>	0	0	1
<i>Lemna sp.</i>	0	0	1
<i>Lemna trisulca</i>	0	0	1
<i>Lycopus europeus</i>	0	0	1
<i>Bidens connata</i>	0	1	0
<i>Juncus effusus</i>	0	0	1
<i>Sagittaria sagitifolia</i>	0	0	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0	0	1
<i>Calystegia sepium</i>	0	0	1
<i>Hydrocharus morsus-ranae</i>	0	0	1
<i>Nasturtium officinale</i>	0	0	0

Tabel 2-11: Beoordeling van de 3 vijvers. Verklaring afkortingen: ETA223 = Vijver van het Bronnenpark, ETA013 = Lange vijver van het Woluwepark, ETA051 = Grote vijver van Bosvoorde.

		2004			2007		
		ETA013	ETA051	ETA223	ETA013	ETA051	ETA223
1. Structuur Score (0-10)							
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)	0						
Enkel één of meerdere emergente of drijvende soorten (enkel aangeplant)	2	2	2	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					10	
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)							
Geen kwelindicatoren	0			0			
Één kwelindicatorsoort	2						2
Twee kwelindicatorsoorten	6						
Meerdere kwelindicatorsoorten	10	10	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	2		2	2	2
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent (1 patch)	6						
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant (meerdere patches)	10						
4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)							
Geen submerse waterplanten	0	0	0	0	0		0
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch	2						
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent	6						
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10					10	

		2004			2007		
		ETA013	ETA051	ETA223	ETA013	ETA051	ETA223
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)							
Geen macrofyten	0						
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2	2	2	2	2		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					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 (< 10%)	2	2			2		
Bedekkingsgraad van oever frequent (<50% van de oever)	6		6	6		6	6
Bedekkingsgraad van oever abundant (>50% van de oever)	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			2		
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten laag en sporadisch (ook submerse)	10					10	
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten frequent	6		6	6			
Bedekkingsgraad van drijfblad waterplanten abundant	2						2
Som van 7 variabelen	70	20	28	16	22	56	16
Som van 6 variabelen	60	18	26	14	18	48	14
7 variabelen (schaal 0-1) met methode 2004		0,29	0,40	0,23	0,31	0,80	0,23
6 variabelen (schaal 0-1) met methode 2006 (MMPB)		0,30	0,43	0,23	0,30	0,80	0,23

Vijver in Terbronnenpark

In deze vijver werd slecht een beperkte macrofytenvegetatie in 2004 waargenomen. Als populatie drijfplanten was *Nuphar lutea* (25m² + 1125m² + 1000m² + 25m²) aanwezig en als oevervegetatie *Phragmites australis* (80m²). Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in 2004 in de klasse ‘*ontoereikend*’.

In 2007 is, door het uitblijven van maatregelen tot herstel, de submerse vegetatie niet herstellende, is er een zeer lage diversiteit (3 soorten, exclusief de filamenteuze algen). Deze factoren maken dat de structuur van de macrofytenvegetaties ruim onvoldoende is. Volgens het voorgestelde beoordelingssysteem valt deze vijver in 2007 in de klasse ‘*ontoereikend*’ met EQR=0.23.

De Grote vijver van Bosvoorde (ETA051) valt in de klasse ‘**matig**’ in 2004 en behaalt het ‘**Goed Ecologisch Potentieel**’ in 2007.

De Lange vijver van het Woluwe park (ETA013) valt net op de grens van de klasse ‘**ontoereikend/matig**’ in 2004 en in 2007 .

De vijver van het Terbronnenpark (ETA223) valt in de klasse ‘**ontoereikend**’ in 2004 en 2007.

Tabel 2-12: Overzicht van de EQR waarden en de bekomen beoordelingsklasse in 2004 en 2007 voor het kwaliteitselement ‘macrofyten’. NVT = niet van toepassing wegens hydromorfologie of wegens beschaduwning.

Code	2004		2007	
	EQR	Beoordeling	EQR	Beoordeling
KAN005	NVT	NVT	NVT	NVT
KAN050	NVT	NVT	NVT	NVT
ETA051	0.43	Matig	0.80	GEP
ETA013	0.30	Matig	0.30	Matig
ETA223	0.23	Ontoereikend	0.23	Ontoereikend
ROO001	NVT	NVT	NVT	NVT
WOL025/035	0.68	Matig	0.68	Matig
ZEN025	0	Slecht	0	Slecht
ZEN070	0	Slecht	0	Slecht

3. Fytobenthos

De KRW 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 abundante 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.

3.1 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.

3.2 Methodologie

De KRW vraagt voor de monitoring van fytobenthos 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 protocols werden zo al opgesteld, o.a.: STAR (2002) voor de KRW, in Groot-Brittannië het DARES-DALES protocol, voor Nieuw-Zeeland werd TDI en SHMAK (Stream

Health Monitoring and Assessment Kit) ontwikkeld⁶ en Stevenson & Bahls (1999) schreven een protocol voor de staalname van fyto-benthos in Amerikaanse meren en rivieren.

Tabel 3-1: Voor- en nadelen van diatomeeën voor waterkwaliteitsbepaling (Samengesteld uit: Triest *et al.*, 2001 & 2003; Triest & Kaur, 2002; van den Berg, 2004a)

	Voordelen	Nadelen
Taxonomie	- Taxonomie is grondig onderzocht	- Determinatie is moeilijk maar niet onoverkomelijk
Indicator-waarde	- De relaties met verschillende factoren⁷ zijn goed onderzocht. Hierdoor zijn typische soorten gekend en kunnen indicator-soorten 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 worden⁸.	
Ecologie	- 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.	- De soortensamenstelling is zeer substraatspecifiek waardoor een gelijkaardig substraat moet gemonitord worden om reproduceerbare resultaten te krijgen. - Seizoens gebonden populatiedichtheden.

⁶ <http://www.landcare.org.nz/SHMAK/summary.html>

⁷ Factoren zoals pH, klasse geleidendheid, beschikbaar opgelost fosfaat, electrolyt- en zoutgehalte, nutriënten (Si:P ratio), stroomsnelheid, licht, temperatuur, substraat, begrazing en fysieke verstoring.

⁸ Hierbij is een verslechtering sneller merkbaar dan een verbetering

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.

3.2.1 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 site⁹ 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).

Diatomeeëngemeenschappen kunnen op elk moment van het jaar onderzocht worden, maar de lente is de geprefereerde **monitoringsperiode** aangezien de diatomeeën het fytobenthos 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

⁹ http://craticula.ncl.ac.uk/DARES/methods/Sampling_diatoms_introduction.ppt

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 seizoenale invloed 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).

Voor de staalnamemethodologie in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest stellen we voor om in het voorjaar (periode maart -april) te monitoren omdat dan de meest duidelijk gradient aanwezig is (uitsluiting van effecten door beschaduwning, van de temperatuursverschillen aan bron tot benedenloop).

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 3-2: 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**¹⁰. 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 monitoringspunt wordt van 5 willekeurig gekozen stenen een oppervlakte afgeschrapt (Triest *et al.*, 2001 & 2003; STAR, 2002; DARES-DALES, 2004). Indien het afgeschrapte 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 (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 staalnameprotocols te gebruiken, gewoon afschrappen is niet mogelijk (STAR, 2002; DARES-DALES, 2004). DARES-DALES (2004) raadt bij

¹⁰ Dit substraat wordt aangeraden door DARES-DALES (2004) protocol, STAR (2002) protocol, Triest *et al.* (2001 & 2003) en door van den Berg (2004a).

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 protocols raden aan eerst de ondergedoken delen van emergente macrofyten te nemen (DARES-DALES, 2004), terwijl andere protocols 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, uitknippen, 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 protocols raden een gecombineerd staal van verschillende soorten aan (STAR, 2002), terwijl andere protocols 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 waterlooplengthe 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 milieuvariëaties 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 rivier.
- Voor de staalnamemethodologie stellen we voor om in het voorjaar (periode maart -april) te monitoren omdat dan de meest duidelijk gradient aanwezig is (uitsluiting van effecten door beschaduwing, van de temperatuursverschillen aan bron tot benedenloop).
- Voorkeur gaat naar (semi-)natuurlijke substraten zoals keitjes of steengruis indien aanwezig op de bedding van de ondiepe rivieren (i.e. Woluwe en Roodkloosterbeek)
- Er wordt enkel gewerkt met een kunstmatig substraat indien de bodem te diep ligt en/of de oever te steil of kunstmatig is (i.e. jet Kanaal en de Zenne). 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 3-3: Voor- en nadelen van kunstmatige substraten. Samengesteld uit: Stevenson & Bahls (1999), Coleman & Pettigrove (2001) en Triest *et al.* (2003).

Voordelen	Nadelen
- 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.	- Onderschatting van aantal aanwezige taxa mogelijk door moeilijkere kolonisatie in snelstromende waterlopen. - Een overschatting van snelgroeiende diatomeeën en deze die zich makkelijk kunnen hechten aan een plat, glad oppervlakte is mogelijk. Dit kan gedeeltelijk voorkomen worden door het

- 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.	- 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
---	---

3.2.2 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.

3.2.3 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).

3.2.4 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.

3.3 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 fytobenthos 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.

3.3.1 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:

$$\text{Index} = \frac{\sum_{j=1}^n a_j \cdot s_j \cdot v_j}{\sum_{j=1}^n a_j \cdot v_j} \quad \begin{array}{l} \text{waarbij: } a_j = \text{abundantie van taxon } j \text{ in staal} \\ s_j = \text{gevoeligheid (1 - 5) van taxon } j \text{ in staal} \\ v_j = \text{indicatorwaarde (1 - 3) van species } j \end{array}$$

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 probabilliteit 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 (Sladegnek, 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 alkaliminneend. 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		

3.3.2 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 moeilijkere 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.

3.3.3 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 3-4: Klassenopdeling in Frankrijk (Uit Triest *et al.*, 2003).

IBD-waarde	Klasse
IBD ≥ 17.0	Zeer goed
$17.0 > \text{IBD} \geq 13.0$	Goed
$13.0 > \text{IBD} \geq 9.0$	Matig
$9.0 > \text{IBD} \geq 5.0$	Ontoereikend
IBD < 5.0	Slecht

Tabel 3-5: 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.

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

In Nederland is er een nieuwe methode uitgewerkt voor de bepaling van de klassen van het fyto benthos met behulp van zogenaamde 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 maatlaten 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 3-6: Klassen(grenzen) en EQR's voor Nederlandse meren (Uit van den Berg, 2004a).

Groep van soorten	Klassen(grenzen)	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 3-7: Klassen(grenzen) en EQR's voor Nederlandse rivieren (Uit van den Berg, 2004a).

Groep van soorten	Klassen(grenzen)	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

3.3.5 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. Door Van Tendeloo *et al.* (2004) werd 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 werd met de specifieke situatie van 'sterk veranderde' en 'kunstmatige' waterlichamen.

De argumentatie hiervoor was als volgt in Van Tendeloo *et al.* (2004):

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 zou moeten 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 voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004) bevatte 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. Van Tendeloo *et al.* (2004) beschouwden 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 ontbraken in de waarnemingen, werd gesteld dat het mogelijk is dat deze klassengrenzen nog gewijzigd worden (Triest *et al.*, 2003).

Door Van Tendeloo *et al.* (2004) werd de **EQR** voor het waterlichaam **berekend** 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 “fyto-benthos” door de waarden van 0-5 terug te schalen op 0-1. Het “one out – all out” principe wordt op dit niveau niet toegepast.

Er werd vastgesteld dat de IPS-waarden het best overeenkomen met de berekende gemiddelden van de vijf indices. De methode uit 2004 waarbij gemiddelden over vijf indices werden gemaakt, is nu achterhaald. Aangezien de IPS zowel als de IBD worden geactualiseerd (Prygiel, pers. Comm.) met een betere afstemming van de IBD op de IPS, is het aangewezen om een vergelijking te maken tussen 2004 en 2007, enkel met de IPS, IBD (of ook TDI) waarden. De omzetting van de indices naar een EQR gebeurt door een eenvoudige omschaling naar 0-1 (tabel 3-9).

Tabel 3-8: Vergelijking van beoordelingsklassen voor IBD, IPS, TDI, S-waarde en positieve indicatoren zoals beschouwd voor natuurlijke waterlopen en de in Van Tendeloo et al. (2004) 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					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 3-9: Omzetting van de beoordeling op basis van de IPS (of IBD) en TDI waarden naar de klassengrenzen en de EQR voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen (Rivier Woluwe, Zenne) en Kanaal.

	Rivier		
Metriecken	IPS (IBD)	Grenzen	EQR (Rivier & Kanaal)
MEP	16	16	0.8
GEP	≥ 13	≥ 13	≥ 0.65
M	$9 \leq x < 13$		$0.45 \leq x < 0.65$
O	$5 \leq x < 9$		$0.25 \leq x < 0.45$
S	< 5		< 0.25

	Rivier		
Metriecken	TDI	Grenzen	EQR (Rivier & Kanaal)
MEP	< 50	< 50	0.5
GEP	< 60	< 60	> 0.4
M	< 70		$0.3 < x \leq 0.4$
O	< 80		$0.2 < x \leq 0.3$
S	≥ 80		≤ 0.2

3.4 Referentietoestand voor fyto**benthos**

3.4.1 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):

- IPS en IBD: ≥ 16 voor rivieren (≥ 13 voor het kanaal met drukke scheepvaart)
- TDI < 50
- S-waarde ≤ 2.0

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

3.4.2 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 KRW 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 IPS en IBD indices voor sterk gewijzigde waterlichamen 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.

3.4.2.1 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 3-10: 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 fytobenthos-gemeenschap 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 paleaformis*, *Nitzschia tubicola*, *Nitzschia umbonata*, *Pinnularia subcapitata*, *Skeletonema potamos*, *Stauroneis producta*, *Tabellaria quadrisepata*. 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).

3.4.2.2 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 3-11: 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 quadrisepitata*. Als positieve indicatoren werden aangeduid: *Amphipecten pellucidus*, *Cymbella microcephala*, *Diatoma mesodon*, *Fragilaria arcus*, *Meridion circulare*, *Tabellaria flocculosa* (van der Molen *et al.*, 2004).

3.4.2.3 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 fyto benthosgemeenschap zijn te vinden in tabel 3-12.

Tabel 3-12: Morfologische eigenschappen van het Kanaal en de invloed ervan op het fyto benthos.

Morfologische eigenschap	Invloed op fyto benthos
Steile, artificiële oevers van beton of steen	Deze zorgen ervoor dat het aanwezige substraat niet ideaal is voor de aanhechting van fyto benthos en verlagen zo de abundantie hiervan.
Overall dieper dan 3 meter	Hierdoor kan fyto benthos niet aanwezig zijn op de bodem.
Navigatie zorgt voor onvoorspelbare turbulentie	De invloed hiervan op fyto benthos is niet gekend.
Navigatie zorgt voor turbiditeit door suspenderen van sediment	De invloed hiervan op fyto benthos is niet gekend.
Aanwezigheid van sluizen	Vermoedelijk enkele een lokale invloed op fyto benthos.
Grote en snelle waterstandfluctuaties door het openzetten van sluizen.	De invloed hiervan op fyto benthos 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)'. 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 subminuscule*, *Navicula veneta*, *Nitzschia angustiforaminata*, *Nitzschia capitellata*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleaformis*, *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).

3.5 Resultaten fyto benthosopname Brussel

Staalname voor fyto benthosbeoordeling gebeurden in oktober 2004 en in eerste week van oktober 2007. De waargenomen soorten per waterlichaam (aantal populaties) en de waarden van de verschillende berekende indices (IPS, TDI, IBD) worden weergegeven in tabel 3-13.

De kwaliteit werd voor de verschillende waterlichamen berekend volgens IPS, IBD en TDI. Resultaten van deze methoden worden per waterlichaam besproken. De gegevens voor de voorgestelde methoden (de gevonden getalwaarde voor de gebruikte indices en de berekende EQR's per monitoringspunt) zijn te vinden in tabel 3-13. Kaart 3-1 (IPS) en kaart 3-2 (IBD en TDI) geven een overzicht van de bekomen kwaliteitsklasse voor elk waterlichaam.

Tabel 3-13: IPS (0-20), IBD (0-20) en TDI (0-100) waarden met de overeenkomstige 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

2004	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050
IPS	10,5	11,2	6,1	6,1	6,4	10,0
	0,53	0,56	0,31	0,31	0,32	0,50
IBD	6,9	8,5	6,4	7,4	6,5	9,2
	0,35	0,43	0,32	0,37	0,33	0,46
TDI	71,0	71,1	81,0	95,8	91,4	96,0
	0,29	0,29	0,19	0,04	0,09	0,04

2007	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050
IPS	8,9	12,0	8,4	8,9	9,3	8,4
	0,45	0,60	0,42	0,45	0,47	0,42
IBD	7,9	8,9	9,4	9,4	5,4	5,6
	0,40	0,45	0,47	0,47	0,27	0,28
TDI	60,0	65,1	59,8	70,3	61,9	81,7
	0,40	0,35	0,40	0,30	0,38	0,18

3.5.1 Woluwe

Volgens de **gekozen methode** (IPS) behoren de monitoringspunten op de Woluwe (Hof ter Musschen en Roodkloosterbeek) in 2004 tot de klasse '*matig*' met een EQR van respectievelijk 0.56 en 0.53. IBD en TDI geven lagere EQR waarden voor de ecologische kwaliteit in deze waterlopen (klasse '*ontoereikend*').

In 2007 geeft de IPS voor de Woluwe (Hof ter Musschen en Roodkloosterbeek) de klasse '*matig*' met een EQR van respectievelijk 0.60 en 0.45. IBD geeft lagere EQR waarden dan de IPS maar de TDI duidt op een verbetering in de trofische vervuiling en dus op dit vlak een verbetering van de ecologische kwaliteit in deze waterlopen (klasse '*matig*' tot zelfs bijna aan de grenswaarde van > 0.40 voor een '*GEP*').

Volgens de voorgestelde IPS methode behoren beide monitoringspunten op de Woluwe en Roodkloosterbeek tot de klasse '**matig**', in 2004 en in 2007.

De TDI duidt op een verbetering van de trofische vervuilingsgraad in 2007.

3.5.2 Zenne

Voor de Zenne werd zowel ter hoogte van Haren / Budabrug (ZEN070) als ter hoogte van Anderlecht (ZEN025) met de IPS index een EQR van 0.31 gevonden wat betekent dat deze

monitoringspunten tot de klasse '*ontoereikend*' behoren. IBD geeft eenzelfde lage EQR waarde, maar de TDI waarden zijn uiterst hoog (dus met een lage EQR) en duiden op een kwaliteitsklasse '*slecht*'. 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).

In 2007 duiden de IPS waarden op een verbetering en geven voor Anderlecht (ZEN025) en ter hoogte van Haren / Budabrug (ZEN070) respectievelijk een '*ontoereikende*' en '*matige*' kwaliteit. Zowel de IBD als de TDI waarden duiden op een '*matige*' of marginaal '*ontoereikende*' kwaliteit wat een enorme verbetering is voor de TDI (trofische vervuilingsgraad)

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 gepollueerd milieu komen.

Volgens de IPS methode behoren beide monitoringspunten op de Zenne tot de klasse '*ontoereikend*' in 2004 maar zijn de EQR waarden verbeterd in 2007, met nog steeds de klasse '*ontoereikend*' in Anderlecht (ZEN025) en een '*matige*' kwaliteit ter hoogte van Haren / Budabrug (ZEN070)

Zowel de IBD als de TDI duiden op een substantiële verbetering, vooral van de trofische vervuilingsgraad in 2007 tot een '*matige*' of '*ontoereikende*' kwaliteit (i.p.v. een '*slechte*' kwaliteit in 2004)

3.5.3 Kanaal

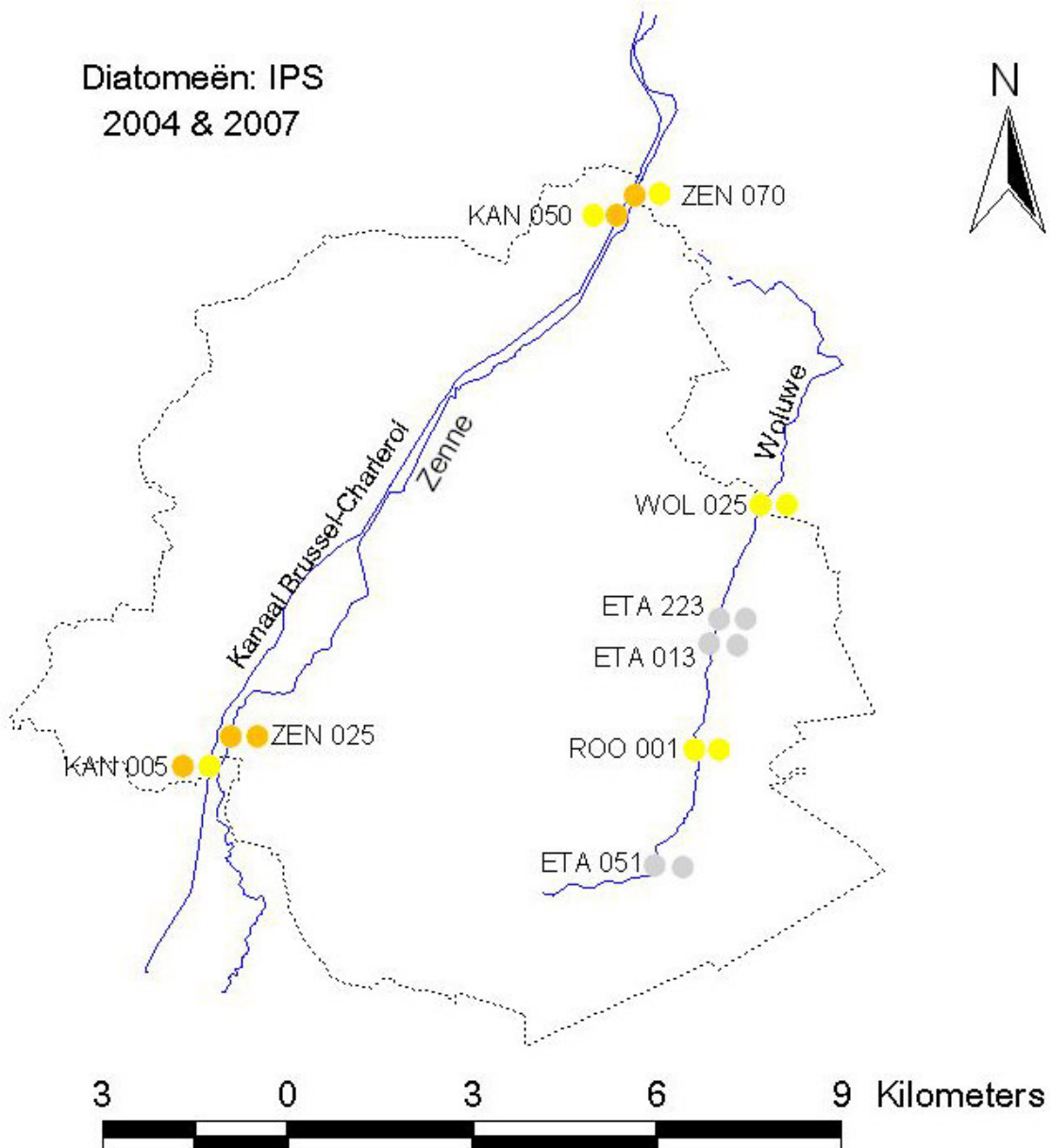
Voor het Kanaal werd in 2004 aan de hand van de IPS index een '*ontoereikende*' kwaliteit gevonden (met EQR's van 0.32 ter hoogte van Anderlecht) en een '*matige*' kwaliteit (met EQR van 0.50 ter hoogte van Vilvoorde). Eenzelfde beoordeling werd bekomen met de IBD, maar de TDI waarden zijn uiterst hoog (dus met een lage EQR) en duiden op een kwaliteitsklasse '*slecht*', vergelijkbaar met de waarnemingen in de Zenne.

In 2007 duiden de IPS waarden op een verbetering en geven voor het kanaal ter hoogte van Anderlecht een duidelijke verbetering met een EQR=0.47 ('*matig*') maar net een '*ontoereikende*' kwaliteit (EQR=0.42) ter hoogte van Vilvoorde. In het Kanaal blijken de IBD waarden erg laag zijn en geeft de TDI ter hoogte van Anderlecht een duidelijke verbetering met een EQR=0.38 ('*matig*') maar een '*slechte*' kwaliteit (EQR=0.18) ter hoogte van Vilvoorde.

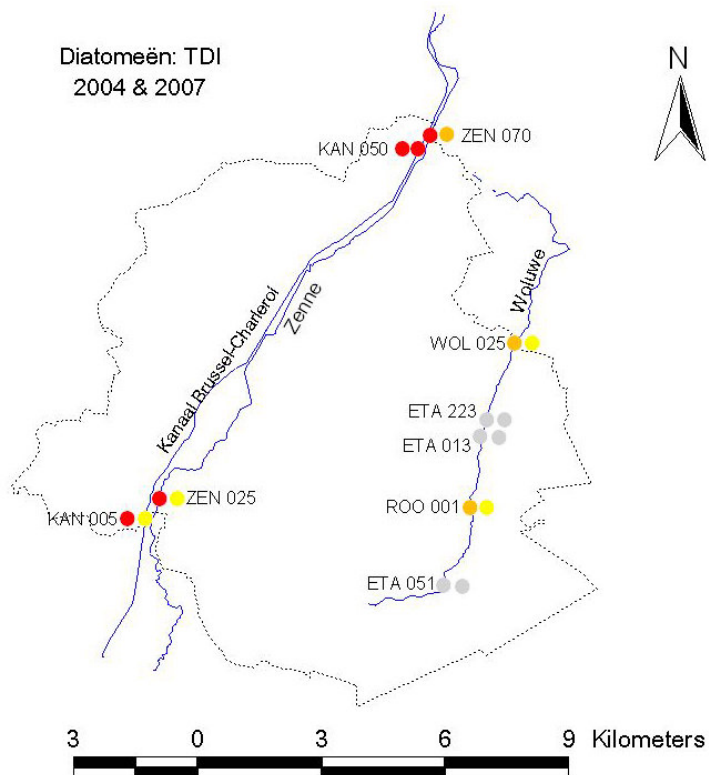
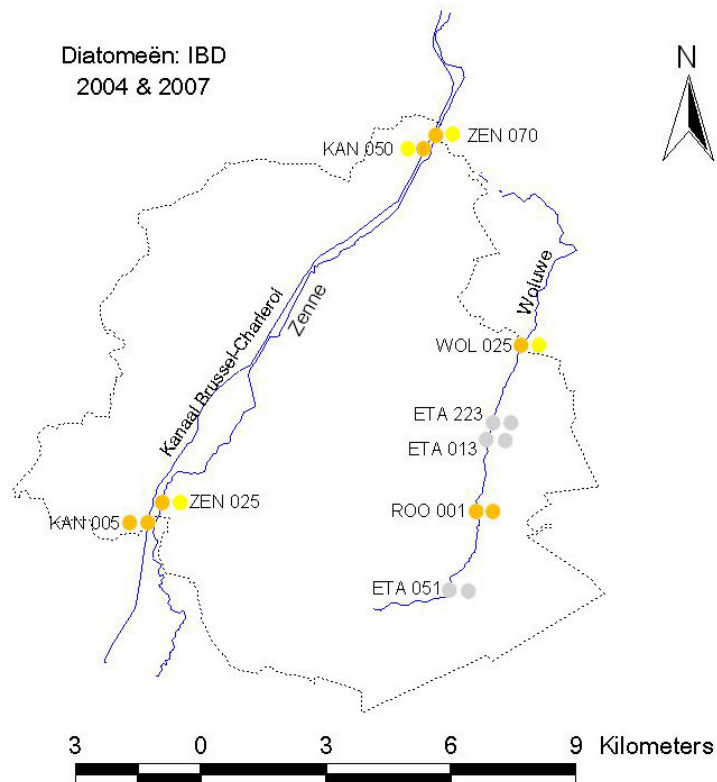
Aangezien er geen specifiek indices ontwikkeld zijn voor kanaalwater (gebiedsvreemd water en met hoge en onregelmatige turbulentie door scheepvaart) is het mogelijk dat de gebruikte methoden te grote schommelingen geven in de bekomen waarden, afhankelijk van de periode voor staalname. De klasse '*matig*' heeft een kleine EQR range van 0.45 – 0.55, waardoor kleine wijzigingen in de IPS-waarden reeds resulteren in een verschil in beoordelingsklasse. Dit verklaart hoogstwaarschijnlijk de switch van '*matig*' naar '*ontoereikend*' en *vice versa* tussen 2004 en 2007.

Het Kanaal wordt in 2004 ter hoogte van Anderlecht in de klasse '**ontoereikend**' geplaatst en ter hoogte van Vilvoorde als '**matig**'.

In 2007 is het kanaal ter hoogte van Anderlecht in de klasse '**matig**' geplaatst en ter hoogte van Vilvoorde als '**ontoereikend**'.



Kaart 3-1: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement fyto-benthos (IPS). Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing



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

3.6 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 even zwaar mogen doorwegen voor het kwaliteitselement 'waterflora'.

Indien men het one-out-all-out principe hanteert, dan bekomt men volgende beoordeling:

	2004	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	NVT		0,63	0	0	NVT	NVT	0,30	0,43	0,23
Fytobenthos		0,53	0,56	0,31	0,31	0,32	0,50	NVT	NVT	NVT
WATERFLORA	matig	matig		slecht	slecht	ontoereikend	matig	matig	matig	ontoereikend

	2007	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	NVT		0,63	0	0	NVT	NVT	0,30	0,80	0,23
Fytobenthos		0,45	0,60	0,42	0,45	0,47	0,42	NVT	NVT	NVT
WATERFLORA	matig	matig		slecht	slecht	matig	ontoereikend	matig	GEP	ontoereikend

Indien het 'one-out all-out' principe niet wordt toegepast maar daarentegen het gemiddelde van de 2 gevonden waarden wordt genomen (of de enige waarde indien het andere kwaliteitselement niet van toepassing is), dan bekomt men volgende beoordeling:

	2004	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	NVT		0,63	0	0	NVT	NVT	0,30	0,43	0,23
Fytobenthos		0,53	0,56	0,31	0,31	0,32	0,50	NVT	NVT	NVT
WATERFLORA		0,53	0,60	0,15	0,15	0,32	0,50	0,30	0,43	0,23
	matig	matig		ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	matig	matig	matig	ontoereikend

	2007	ROO001	WOL025/035	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	NVT		0,63	0	0	NVT	NVT	0,30	0,80	0,23
Fytobenthos		0,45	0,60	0,42	0,45	0,47	0,42	NVT	NVT	NVT
WATERFLORA		0,45	0,62	0,21	0,22	0,47	0,42	0,30	0,80	0,23
	matig	matig		ontoereikend	ontoereikend	matig	ontoereikend	matig	GEP	ontoereikend

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

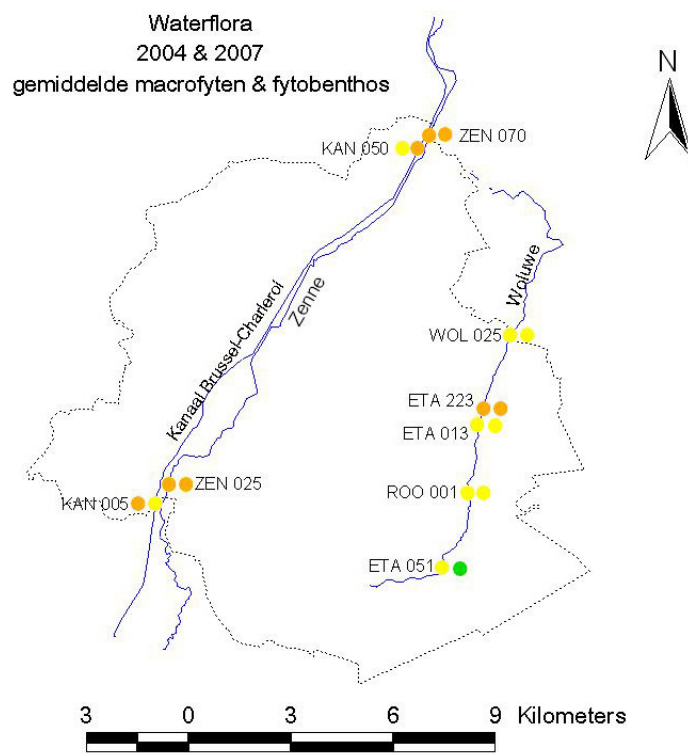
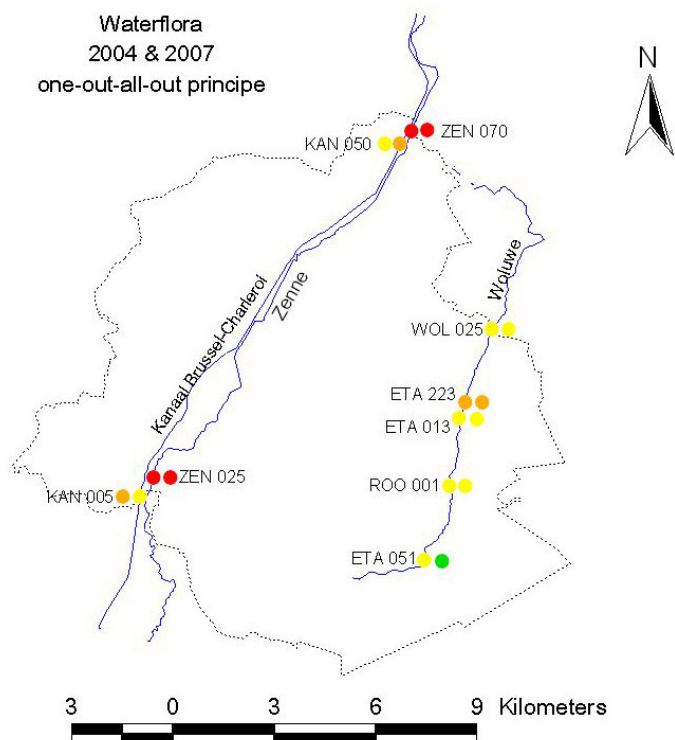
- MEP = 1
- $GEP \geq 0.7$
- $0.3 \leq \text{matig} < 0.7$
- $0.1 \leq \text{ontoereikend} < 0.3$
- slecht < 0.1
-

De gevonden resultaten worden getoond op kaart 3-3.

Voor de onderzochte monitoringspunten geeft dit voor het gecombineerde kwaliteitselement waterflora in 2004 een '**matige**' beoordeling voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen, de Roodkloosterbeek, voor de Grote vijver van Bosvoorde en de lange vijver van het Woluwe park. Tot de klasse '**ontoreikend**' behoort de vijver van het TerBronnenpark en de Zenne.

In 2007 geeft dit voor het gecombineerde kwaliteitselement waterflora een '**Goed Ecologisch Potentieel**' voor de Grote vijver van Bosvoorde, een '**matige**' beoordeling voor de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen, de Roodkloosterbeek en de lange vijver van het Woluwe park. Tot de klasse '**ontoreikend**' behoort de vijver van het TerBronnenpark en de Zenne.

Het Kanaal schommelt tussen de klassen '**matig**' en '**ontoreikend**' in 2004 en 2007.



**Kaart 3-3: Overzichtskaart bekomen klassen (boven = one-out-all-out principe; onder : gemiddelde) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement waterflora (= macrofyten + fyto benthos).
Legende: groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing**

4. 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 KRW 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).

4.1 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 4-1: 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	- Fytoplankton is een essentieel onderdeel van de voedselketen doordat het organisch materiaal en zuurstof produceert.	
Indicatorwaarde	- 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	- Er bestaan relatief gestandaardiseerde methoden voor de evaluatie van eigenschappen i.v.m. functionele en niet-taxonische 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.	- Planktonische diatomeeën hebben geen constante biomassa en verspreiding.

4.2 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.

4.2.1 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 seizoenale dynamiek wil waarnemen dan is een 2 wekelijkse tot maandelijks staalname noodzakelijk (Findlay & Kling, ongedateerd). Voor de toestand- en trendmonitoring schrijft de KRW 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, sodium thiosulfaat en gebufferde formaline. Ze worden koel en in het donker bewaard (van den Berg, 2004b; Peretyatko, pers. comm.).

4.2.2 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.

4.2.3 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 mm³ per m³)
- het Chl-a gehalte, het pigment dat in al het fytoplankton aanwezig is en uitgedrukt wordt als concentratie in het water (µg 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 < 2µm 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 KRW 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 plastieken 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 KRW 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

4.3 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 KRW 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 4-2: Grenzen biomassa fytoplankton en Chl-a concentratie zoals bepaald bij SEQC. (bron: Swedish EPA, 2000)

Klasse	Totale biomassa	Chl-a (µg/l)	Trofie
--------	-----------------	--------------	--------

	fytoplankton (mm ³ /l)				
	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 4-3: 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	Laag bij stressomstandigheden
Diversiteit	Laag bij stressomstandigheden
% dominantie	Hoog bij stressomstandigheden
Lange-Bertalot index (polutie tolerantie index, Bahls 1993)	Lagere waarde bij organische vervuiling
Aan- afwezigheid van indicator soorten	Reageren op specifieke stressoren

4.3.1 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 sieralgen (Desmidiaceeën). De sieralgen 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).

4.3.2 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 zo een regressievergelijking 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 in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest 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.

4.3.3 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.

4.3.4 Voorgestelde beoordelingssysteem

Aangezien er nog veel onzekerheden zijn, werd door Van Tendeloo *et al.* (2004) het voorstel gemaakt 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 in een stedelijke context. De methodologie is geïnspireerd en de haalbaarheid ervan is getoetst op 17 vijvers waarvan het fytoplankton kon worden opgevolgd gedurende twee seizoenen (Peretyatko *et al.*, 2006).

De methodologie maakt gebruik van 6 variabelen (steeds gemiddelden van 3 tot 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 **fytoplanktonsamenstelling** wordt beoordeeld volgens de aanwezigheid /afwezigheid van cyanobacteriën en niet diepgaander volgens de overige algengroepen (groenalgen, kiezelalgen, ...).
3. De **fytoplanktonabundantie** wordt beoordeeld volgens twee verschillende metingen, namelijk het aantal cellen/ml van een gemengd staal (uitgedrukt als biovolumes zijn ook mogelijk) 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 4-4: Mogelijkheid tot gebruik van enkele variabelen voor de beoordeling van fytoplankton op basis van een voorkennis op enkele vijvers (helemaal geen voorkennis op kanalen).

1. Run-off score d.m.v. conductiviteit (3-5 metingen van maart-september)	Score
Gemiddeld 800-1000 μ S met piekwaarden boven 1000 μ S	0

Gemiddeld 700-800 μ S met piekwaarden boven 800 μ S	1
Gemiddeld 700-800 μ S	3
Steeds lager dan 700 μ S	5
2. Totaal fosfaat (3-5 metingen van maart-september)	
Piekwaarden boven 1000 μ g P/l	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
Steeds lager dan 500 μ g P/l	5
3. Fytoplankton abundantie in cellen/ml (3-5 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 (3-5 metingen van maart-september)	
Chl-a + phaeophytine $\geq$ 120 μ g/l - indien geen beheerde visvijver	0
Chl-a + phaeophytine $\leq$ 120 μ g/l - indien submerse macrofyten afwezig	1
Chl-a + phaeophytine $\geq$ 120 μ g/l - indien beheerde visvijver (of indien een kanaal)	3
Chl-a + phaeophytine $\leq$ 120 μ g/l - indien submerse macrofyten aanwezig (of indien kanaal)	5
5. Zuurstofverzadiging (3-5 metingen van maart-september)	
Maximum $\leq$ 110 O ₂ %	1
Maximum $\geq$ 110 O ₂ %	5
6. Cyanobacteriënbloei (3-5 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 4-5: 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.

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

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.

4.4 Referentietoestand voor fytoplankton

4.4.1 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.
- *Staurostrum* 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.

4.4.2 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.

4.4.2.1 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 aspect 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 drastisch effect van de scheepvaart. Het is namelijk zo dat de scheepvaart (turbulentie en golfslag) de algengroei qua abundantie en soortensamenstelling sterk 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.

4.4.2.2 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 hun effect op het fytoplankton.

Tabel 4-6: 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 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)¹¹. 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 sieraalgensoort uit de categorie van de zeer kieskeurige soorten (zie lijst) aanwezig moet zijn. Daarnaast moet men zonder veel inspanningen nog minstens 40 andere sieraalgensoorten 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 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).*".

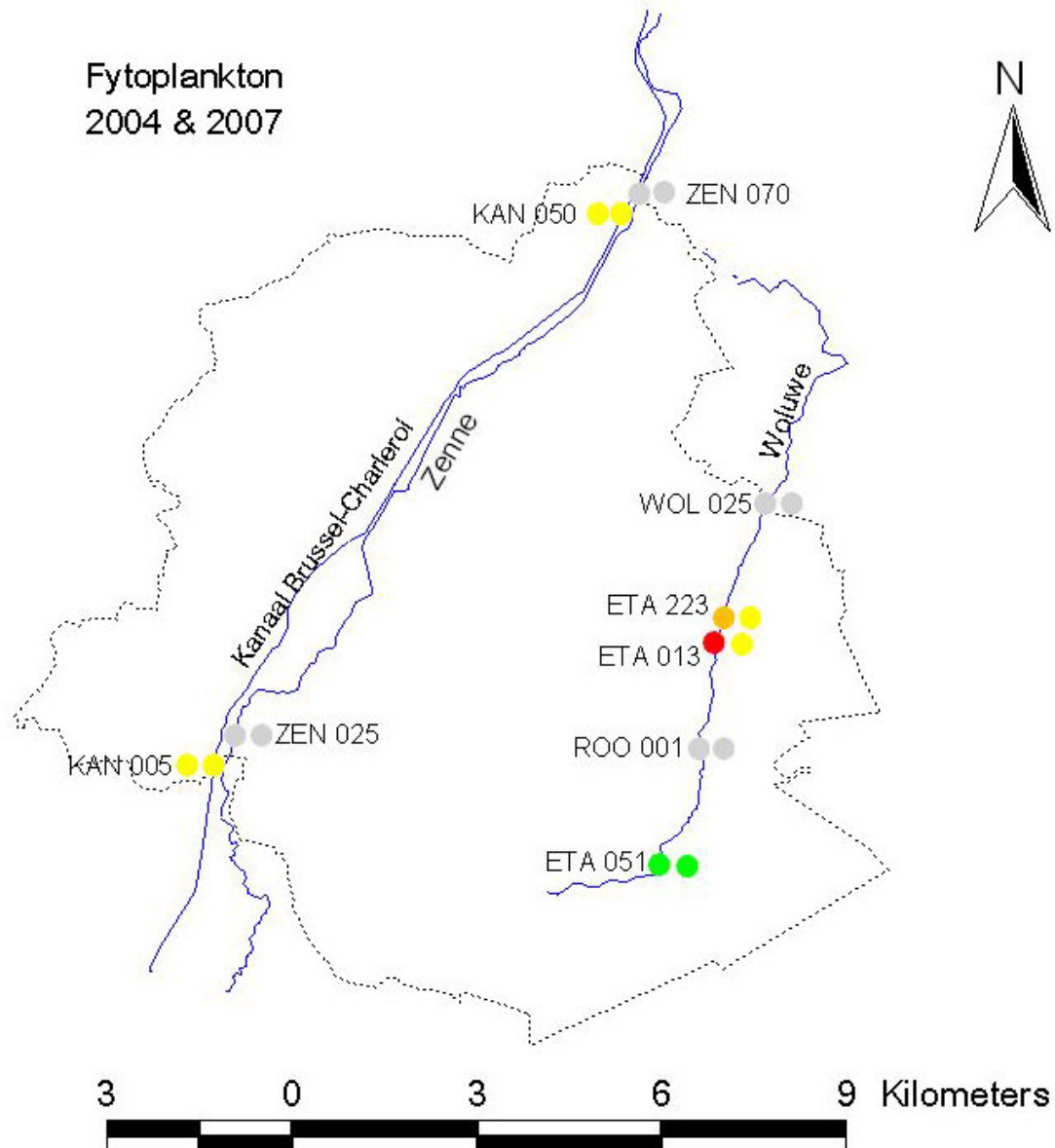
De zeer kieskeurige sieraalgsoorten uit electrolytrijke wateren, zoals M11 (uit van den Berg, 2004b) zijn: *Actinotaenium turgidum*, *Heimansia pusilla*, *Cosmarium insigne*, *Micrasterias crux-melitensis*, *Cosmarium protractum*, *Penium margaritaceum*, *Desmidium aptogonum*, *Staurostrum brebissonii*,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

4.5 Resultaten fytoplankton opname Brussel

De beoordeling van de vijvers is gebaseerd op 3-5 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.

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

¹¹ $\text{Log [P]} = 1,48 + 0,33 (\pm 0,09) * \text{Log (alk/z)}$, $n=53$, $r=0,83$
 $\text{Chl-a max} = 759 * [\text{P}]$



Kaart 4-1: 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.

4.5.1 Kanaal

Staalname in het Kanaal gebeurde in oktober 2004 en oktober 2007. De densiteit aan fytoplankton is significant lager in 2007 dan in 2004. De meer heldere toestand in 2007 kan te wijten zijn aan een verlaging van stress door nutriënten (zie ook de verlaging van de TDI voor diatomeeën in deze Kanaal sites), maar kan ook te wijten zijn aan hogere frequentie van fysische turbulentie door scheepvaart. Volgens de voorgestelde methode (tabel 4-9) valt het Kanaal bij beide monitoringspunten voor de component fytoplankton in de klasse 'matig'.

Tabel 4-7: Densiteit van divisies fytoplankton gevonden in het Kanaal. Verklaring afkortingen: KAN005= Kanaal in Anderlecht , KAN050= het Kanaal ter hoogte van Buda/ Vilvoorde.

Divisie	Densiteit (cellen/ml)			
	Kan005 2004	Kan005 2007	Kan050 2004	Kan050 2007
Bacillariophyta	2142	2180	336	587
Chlorophyta	1611	498	1159	553
Chrysophyta	9	0	0	0
Cryptophyta	247	0	70	4
Cyanobacteria	27	0	23	4
Dinophyta	9	0	23	0
Euglenophyta	46	0	35	8
Xanthophyta	73	0	35	11
Totaal	4165	2678	1681	1167

Het Kanaal valt volgens de voorgestelde methode in de klasse '**matig**' voor de beide monitoringspunten in 2004 en 2007.

4.5.2 Vijvers

De staalname van de vijvers gebeurde in september 2004 en in mei-september in 2007. Volgens de voorgestelde methode (tabel 4-9) vallen de 3 vijvers in een andere klasse in 2004. 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*'. In 2007 zijn alle vijvers significant verbeterd in hun ecologische kwaliteit en haalt de Grote vijver van Bosvoorde nog steeds een '*goede*' toestand, maar met hogere score omwille van de heldere toestand (laag pigment gehalte). De vijver van TerBronnenpark is verbeterd tot een '*matige*' kwaliteit omdat de fosfaatgehaltenes lager zijn en omdat er geen cyanobacteriënbloei werd gevormd in de zomer van 2007. De Lange vijver van het Woluwe park verbeterd eveneens tot de klasse '*matig*' omdat de fosfaatgehaltenes lager zijn en er geen cyanobacteriënbloei was in de zomer van 2007. In beide vijvers met matige kwaliteit ontrekt nog de submerse vegetatie om het GEP te behalen. De recente biomanipulatie van de Lange vijver van het Woluwe park uitgevoerd bij aanvang 2007, heeft bijgedragen tot afname van fosfaat en fytoplanktonbloei, maar niet tot herstel van de macrofyten.

De voorgestelde beoordelingsmethode geeft volgend resultaat voor de onderzochte vijvers:

- De Lange vijver van het Woluwe park: klasse '**slecht**' in 2004 en '**matig**' in 2007.
- De Grote vijver van Bosvoorde: klasse '**GEP**' in 2004 en '**GEP**' in 2007.
- De vijver van TerBronnenpark: klasse '**ontoereikend**' in 2004 en '**matig**' in 2007.

Tabel 4-8: Eindbeoordeling voor fytoplankton staalname volgens de preliminair uitgewerkte methodologie in 2004 en 2007. Dit gebeurde voor de vijvers op basis van 3-5 metingen en voor het Kanaal op basis van 1 meting.

	2004					2007				
	ETA013	ETA051	ETA223	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223	KAN005	KAN050
1. Run-off score d.m.v. conductiviteit (3-5 metingen van maart-september)										
Gemiddeld 800-1000 μ S met piekwaarden boven 1000 μ S	0	0		0	0	0			0	0
Gemiddeld 700-800 μ S met piekwaarden boven 800 μ S	1									
Gemiddeld 700-800 μ S	3		3					3		
Steeds lager dan 700 μ S	5	5					5			
2. Totaal fosfaat (3-5 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	3		3	3	3
Steeds lager dan 500 μ g P/l	5	5					5			
3. Fytoplankton abundantie in cellen/ml (3-5 metingen van maart-september)										
Gemiddelden hoger dan 20000 cellen/ml	0		0							
Gemiddelden hoger dan 5000 cellen/ml	1	1						1		
Gemiddelden tussen 1000 en 5000 cellen/ml	3		3	3	3	3	3		3	3
Steeds lager dan 1000 cellen/ml	5									
4. Fytoplankton abundantie in pigment (3-5 metingen van maart-september)										
Chl-a + phaeophytine $\geq$ 120 μ g/l - indien geen beheerde visvijver	0	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		5	5
5. Zuurstofverzadiging (3-5 metingen van maart-september)										
Maximum $\leq$ 110 O2%	1	1	1	1	1	1		1	1	1

Maximum ≥ 110 O2%	5	5					5				
6. Cyanobacteriënbloei (3-5 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	5	5	5	5	5
SOM	30	2	24	8	17	15	12	28	14	17	17
EQR		0,07	0,80	0,27	0,57	0,50	0,40	0,93	0,47	0,57	0,57
		2004					2007				
		ETA013	ETA051	ETA223	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223	KAN005	KAN050

5. Macro-invertebraten - les macro-invertébrés

par G. Josens et N. Crohain

Service de systématique et d'écologie animales

Université Libre de Bruxelles, av. Roosevelt, 50

cp 160/13, 1050 Bruxelles

5.1 Résumé

Pour satisfaire à la demande de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) en ce qui concerne les macro-invertébrés en Région bruxelloise, et pour satisfaire au cahier des charges de l'IBGE, nous avons utilisé, comme en 2004 les méthodes mises au point en Wallonie et en Flandre.

La Région wallonne utilise depuis 1992 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 flamand basé sur cinq indices : nombre total de taxons, nombre de taxons EPT (Ephéméroptères, 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, en ce qui concerne l'état de référence ou le bon potentiel, soit aux mêmes conclusions soit à des conclusions légèrement différentes qui se placent de part et d'autre d'une même limite de classe.

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 rappelées et le niveau de potentiels écologiques est défini sur base de l'hypothèse d'amélioration de la qualité chimique de l'eau. Les conclusions de ces simulations sont également figurées ci-dessous en couleurs conventionnelles (du bleu au rouge) ; c'est la case contenant soit l'IBGN soit le MMIF (encadrée en gras), qui donne l'état de la masse d'eau.

Globalement, on constate une amélioration de la qualité des eaux de la Région bruxelloise par rapport à 2004.

Les résultats pour 2007 sont résumés ci-dessous en utilisant les couleurs conventionnelles.

Etat actuel (2007) de la Woluwe (WOL 025)					
par rapport à son état de référence dans le système wallon					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) du Ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001)					
par rapport à son état de référence dans le système wallon					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) de la Senne à son entrée dans la Région (ZEN 025)					
par rapport à son état de référence dans le système wallon					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) de la Senne à sa sortie de la Région (ZEN 070)					
Par rapport à son état de référence dans le système wallon					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
Par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) du canal à son entrée (KAN 005) dans la Région					
par rapport à son potentiel écologique des canaux wallons					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) du canal à sa sortie (KAN 050) de la Région					
par rapport à son potentiel écologique des canaux wallons					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	
Par rapport à son état de référence dans le système flamand					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF
par rapport à son potentiel écologique en Région bruxelloise					
Groupe indicateur		Classe de diversité		IBGN	

Etat actuel (2007) de l'étang long de Woluwé (ETA 013)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= bon potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF

Etat actuel (2007) du grand étang de Boitsfort (ETA 051)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= bon potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. Non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF

Etat actuel (2007) de l'étang du parc des sources (ETA 223)					
par rapport à l'état de référence des 'alkalische meren' (= bon potentiel)					
Taxons totaux	Taxons EPT	Taxons exig. non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	MMIF

5.2 Introduction.

L'historique de l'utilisation des macro-invertébrés, les principes des indices biocénétiques basés sur les macro-invertébrés, les avantages et désavantages des macro-invertébrés ainsi que les groupes fonctionnels des macro-invertébrés sont rappelés dans l'annexe 5-1.

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

Les définitions des états de référence faites par les Régions wallonne et flamande sont rappelées dans l'annexe 5-2

5.4 Matériels et méthodes

5.4.1 Modification de méthodologie par rapport à 2004

Aucune modification n'a été introduite en 2007 par rapport à 2004. Ceci assurera une comparaison aisée des résultats entre ces deux campagnes d'échantillonnage.

5.4.2 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, 2005).

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 plécoptères, 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 avaient été effectués en septembre – octobre ; les prélèvements de 2007 ont été également effectués en septembre – octobre.

Matériel d'échantillonnage.

La liste du matériel utilisé est consignée dans l'annexe 5-3.

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 dans l'annexe 5-4 avec des indications pour la remplir.

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

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

Au lieu désigné pour effectuer l'échantillonnage, les huit micro-habitats 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 micro-habitats 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 micro-habitat, 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 micro-habitats différents (cas fréquent dans les cours d'eau artificiels ou modifiés) l'effort de prélèvement sera accru dans les micro-habitats dominants jusqu'à atteindre un total de huit fois 1/20 de m² et/ou 30 secondes de récolte.

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 (selon leur taille) 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 hélophytes : le préleveur secoue énergiquement le substrat à l'aide du filet haveneau en remontant le courant pendant 30 secondes.

Echantillonnage des substrats en milieux lotiques.

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.

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

Au lieu désigné pour l'échantillonnage, les micro-habitats 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 (selon leur taille) 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 hélophytes : le préleveur secoue énergiquement le substrat à l'aide du filet haveneau pendant 30 secondes.

Murs, béton : utiliser le haveneau comme filet racloir du bas 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 5-3) 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 macro-invertébrés ; 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.

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 macro-invertébrés, 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 macro-invertébrés à sédimentation rapide (mollusques, Trichoptères à fourreaux minéraux,...). 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.

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.

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.

Nettoyage du matériel.

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

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 (déplacements compris).

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 (déplacements compris).

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.

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.

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 5-25 de l'annexe 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., 2002 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 jeune,...), 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.

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).

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 l’IBGN (AFNOR, 2004), qui comprend 152 taxons (qui ont été utilisés dans la présente étude) : cette liste figure dans le tableau 5-30 de l’annexe 5-2 ;
- y inclure le système flamand ;
- y inclure 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.

Calcul des indices.

- L’IBB (Indice biotique belge) est calculé à titre indicatif (voir annexe 5-2).
- L’IBGN (Indice biologique global normalisé), le numéro de groupe indicateur et le numéro de classe de diversité sont calculés (voir annexe 5-2). Ces valeurs sont comparées aux limites de classes de qualité écologique établies pour la région wallonne (voir annexe 5-2) et des couleurs conventionnelles leurs sont attribuées.
- Le MMIF (multimetric macroinvertebrate Index Flanders) est calculé d’après 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, convertis en scores en tenant compte des types de masses d’eau. Les couleurs conventionnelles leurs sont attribuées.

5.4.3 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 l’IBGN utilise 9 classes et le MMIF 10 classes.

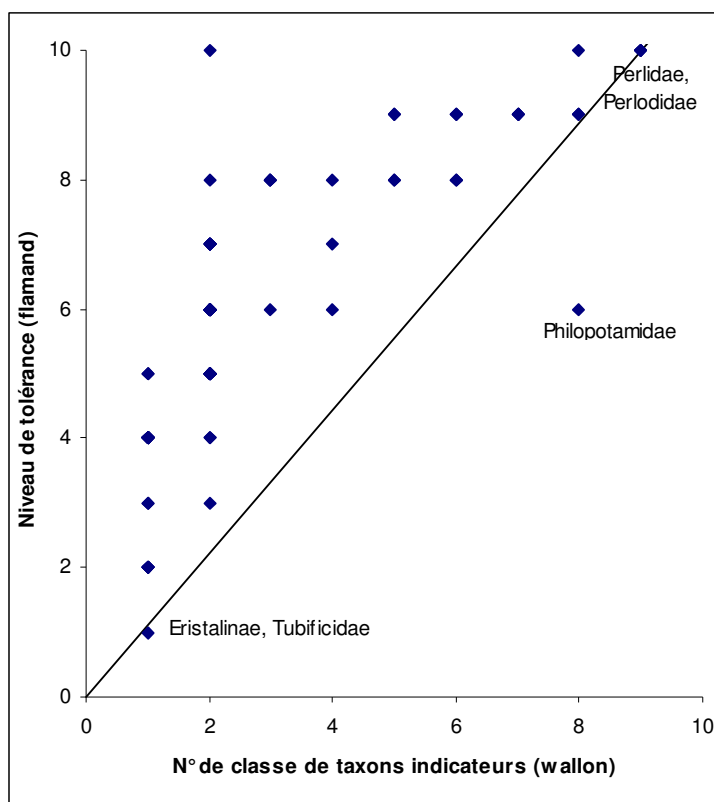


Figure 5-1 : comparaison des niveaux de tolérance dans les systèmes flamand et wallon

Les deux extrêmes des distributions s'alignent sur la droite : les taxons les moins tolérants (les Eristalinae et les Tubificidae) obtiennent la même plus basse note, c'est-à-dire 1, et les taxons les plus exigeants (les Perilidae et les Perlodidae) obtiennent la note la plus élevée, c'est-à-dire 9 pour l'IBGN et 10 dans le système flamand (figure 5-1). Mais entre ces extrêmes, les tolérances sont plus grandes en Flandre qu'en Wallonie, à une exception près pour les Philopotamidae. A noter que le système flamand est plus détaillé : il attribue souvent des notes de tolérance aux genres ou aux familles là où le système français s'arrête aux familles ou à des niveaux supérieurs.

Outre que la distribution des tolérances semble moins sévère en Flandre qu'en Wallonie, il suffit d'un seul 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).

Toutefois, des distributions de tolérances 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 arrivaient aux mêmes conclusions finales en 2004 en ce qui concerne la Woluwe, le ruisseau du Rouge Cloître et la Senne : états écologiques respectivement moyen, moyen et mauvais par comparaison avec des cours d'eau naturels.

5.5 Fiabilité des méthodes basées sur les macro-invertébrés.

5.5.1 Fiabilité des indices.

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 $\pm 25\%$). Il semble cependant peu probable que les cinq indices qui composent le MMIF soient simultanément erronés dans le même sens. Par principe de précaution, nous supposons qu'il est reproductible à 0,1 unité près (c'est-à-dire $\pm 10\%$).

Nos conclusions sur l'état des masses d'eau seront qualifiées de 'peu fiables' si les indices sont 'très près d'une limite' de classe de qualité de telle sorte que l'addition ou la soustraction d'un point d'IBGN (sur 20) ou l'addition ou la soustraction de 0,1 point du MMIF (sur 1) peut faire basculer la conclusion d'un côté ou de l'autre de la limite. L'évaluation sera qualifiée de 'fiables' si les valeurs des indices ne sont pas 'très près d'une limite'. Ceci est illustré graphiquement dans les figures 5-2, 5-3 et 5-4 : 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.

Le fait que le système wallon et le système flamand aboutissaient par des voies différentes aux mêmes conclusions en 2004 a renforcé leur crédibilité mutuelle.

Le cas des étangs.

L'utilisation des indices macro-invertébrés repose sur une expérience nettement moindre en ce qui concerne les étangs. En outre, seul l'indice multimétrique flamand 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 macro-invertébrés. 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 flamand (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'.

5.5.2 Fiabilité de l'échantillonnage.

Les risques liés à l'échantillonnage comportent

- le risque de sous-échantillonnage et en particulier le risque de manquer certains taxons (y compris indicateurs) ou de récolter trop peu d'individus d'un taxon indicateur (alors qu'il est bien présent) pour qu'il puisse être pris en compte ;
- le risque de sur-échantillonnage et en particulier le risque de sur-échantillonnage d'habitats rares et de surreprésentation de taxons rares 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.

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

Le cas des cours d'eau (y compris le canal).

- dans une masse d'eau comme la Woluwe ou le ruisseau du Rouge Cloître, bien que fortement modifiée, la faible profondeur, la relative transparence de l'eau et la relative diversité des micro-habitats permettent d'effectuer un échantillonnage au filet aussi fiable et reproductible que dans un ruisseau naturel ;
- dans une masse d'eau comme la Senne, la profondeur et la forte turbidité de l'eau ne facilitent pas l'échantillonnage au filet ; le substrat artificiel représente une partie significative de l'échantillonnage. Dans l'état actuel de la Senne, la diversité est faible mais chaque taxon est abondamment représenté : dans ces conditions, l'échantillonnage comporte peu de risques d'erreurs ;
- dans une masse d'eau artificielle comme le canal, la grande profondeur, le manque de visibilité (eau turbide) et la faible diversité des micro-habitats rendent l'échantillonnage au filet quasi impossible ; les substrats artificiels représentent la partie la plus fiable de l'échantillonnage.

Dans les petites rivières (la Woluwe et le ruisseau du Rouge Cloître), les substrats artificiels n'ont apporté que peu de taxons supplémentaires (par exemple des écrevisses) par rapport à l'échantillonnage au filet. Dans 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 nous a appris que tous les taxons mobiles et relativement abondants sont correctement échantillonnés par les substrats artificiels ; en revanche, les taxons immobiles ou localisés dans des micro-habitats particuliers sont sous-échantillonnés.

Le cas des étangs.

Le risque d'erreur d'échantillonnage est surtout élevé dans les étangs où la répartition spatiale des macro-invertébrés dépend non seulement de la disponibilité des micro-habitats mais aussi, pour certains taxons au moins, d'une répartition intrinsèquement agrégative.

La fiabilité de l'échantillonnage dépend aussi de l'accessibilité (à l'échantillonneur) des micro-habitats : le système ECOFRAME, conçu spécialement pour les étangs, fait explicitement appel à des barquettes afin d'explorer au moins 10% de la surface de l'étang. L'échantillonnage dans la présente étude n'a pas eu recours à une embarcation, tout s'est fait à partir de la berge ; l'échantillonnage risque par conséquent de ne pas être suffisant.

5.5.3 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.

5.6 Définition des états de référence et des potentiels écologiques en Région bruxelloise.

Nous utiliserons les mêmes **états de référence** que ceux utilisés en Flandre et en Wallonie (voir annexe 5-2) ; ceux-ci serviront ensuite de préliminaire à la définition des potentiels écologiques.

5.6.1 Typologie des masses d'eau étudiées.

Le tableau 5-1 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 (voir annexe 5-2).

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 5-1 : 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"
Ruisseau du Rouge Cloître - Roodkloosterbeek	"kleine beek"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Canal – kanaal	Proche de "grote rivier"	"grandes rivières canalisées et canaux"
Etangs - vijvers	"alkalisch meer"	Non défini

5.6.2 Définition des potentiels écologiques.

Les systèmes flamand et wallon ont abouti en 2004 à des résultats similaires dans l'évaluation de l'état des rivières de la Région bruxelloise par rapport à leur état de référence. Nous les

considérons 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 le MMIF et (c) la définition du potentiel écologique est faite en partie à l'aide d'une feuille Excel qui a servi à calculer l'état actuel des cours d'eau (par rapport à leur état de référence) et qui a également permis de réaliser des simulations. Or s'il est 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 bénéficie en 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 macro-invertébrés. 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'hiérarchiser 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 des habitats) 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 macro-invertébrés plus exigeants : à la fois la richesse taxonomique et le niveau d'exigence augmenteraient, entraînant une augmentation plus significative des indices écologiques.

Nous avons formulé en 2004, 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'amélioration morphologique n'étant pour le moment pas envisagée en région bruxelloise, nous ne retiendrons dans cette étude (de 2007) que l'hypothèse 'basse', à savoir l'amélioration des conditions chimiques sans modifications morphologiques.

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 macro-invertébrés : quels taxons ou quels groupes fonctionnels sont éliminés ou mis en état de stress du fait de la perte de diversité d'habitat.

5.6.3 Analyse des contraintes des eaux modifiées et artificielles.

5.6.3.1 La Woluwe et le ruisseau du Rouge Cloître.

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 macro-invertébrés indicateurs les plus exigeants, plusieurs sont microthermes (exemple : les plécoptères, et dans une mesure moindre les éphémères Rhitrogenidae et certains Trichoptères) ; le déboisement contribue donc à défavoriser les taxons indicateurs du haut du tableau 5-26 (annexe 5-2) de l'IBGN utilisé en Wallonie et les 'taxons EPT' utilisés en Flandre. Contrairement aux autres actions, un déboisement <u>partiel</u> 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 d' <u>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	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 macro-invertébrés

	action réalisée pour des raisons d'aménagement urbain pendant le 20 ^{ème} siècle est partiellement réversible ;	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 5-26 (annexe 5-2) 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 et des faunes associées à ces habitats ;
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 sans doute à exister ;	il est très difficile d'estimer quelle part les déversements clandestins prennent dans l'altération du ruisseau ; ils sont probablement faibles par rapport aux débordements d'égouts : voir le point suivant ;
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 (macro-invertébrés 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 macro-invertébrés (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	les étangs piègent les feuilles mortes qui sont par la suite métabolisées et produisent une

	flux d'eau ; le séjour dans les étangs modifie les propriétés physique et chimique de l'eau qui alimente ensuite les ruisseaux ;	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	certaines 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 humains 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 macro-invertébrés et aux poissons).

5.6.3.2 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 ruisseau du Rouge Cloître. 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 pourrait très localement réversible ;	le bétonnage des berges empêche le développement des hélophytes et par voie de conséquence l'installation de nombreux macro-invertébrés 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 macro-invertébrés ; toutefois quelques espèces particulières (troglobies) pourraient y trouver un habitat à leur convenance ;
12	des déversements abondants et permanents d'eaux usées : ceci devrait	les déversements abondants et permanents d'eaux usées (et par voie de conséquence l'absence totale d'oxygène) étaient très

	disparaître ;	probablement la cause de l'absence totale de macro-invertébrés à la sortie de la région en 2004 ;
--	---------------	---

5.6.3.3 Le canal.

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, et quelles sont les contraintes que la structure et l'usage du canal font peser sur les organismes ?.

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	<u>la navigation remet les sédiments en suspension</u> et rend l'eau constamment très turbide : ceci semble tout à fait irréversible (sauf très localement) ;	la turbidité limite la possibilité de photosynthèse en profondeur et colmate les surfaces branchiales des animaux ;
5	le canal est alimenté par une <u>eau de mauvaise qualité chimique</u> 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.

5.6.3.4 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 <u>de 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 macro-invertébrés (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 macro-invertébrés) 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 Woluwé) ; c'est une perturbation	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 engendre (a) des vases anoxiques, (b) des

	importante qu'il sera sans doute difficile de contrôler ;	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 macro-invertébrés 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) ;
7	<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 ;	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 macro-invertébrés 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) ;
8	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).	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 macro-invertébrés ; 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 macro-invertébrés. 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.

5.6.4 Déclaration des potentiels écologiques en Région bruxelloise

5.6.4.1 La Woluwe et le ruisseau du Rouge Cloître.

Hypothèse : 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 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 macro-invertébrés au moins du groupe indicateur 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 macro-invertébrés
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN d'au moins 11.

Ceci fournit le potentiel écologique ; 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.

5.6.4.2 La Senne.

Hypothèse : 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 des vases noires dans les sédiments et un taux d'oxygène dissous souvent proche de la saturation dans la colonne d'eau.

Le potentiel écologique est proposé pour la partie de la Senne qui n'est pas voûtée :

- on pourrait raisonnablement espérer voir se réinstaller des macro-invertébrés du groupe indicateur 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 macro-invertébrés
- 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 et de la verticalité des berges.

5.6.4.3 Le canal.

En Wallonie, le potentiel écologique 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 : 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 ; une température identique à la sortie et à l'entrée dans 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 macro-invertébrés ;
- on pourrait par conséquent atteindre une valeur de l'IBGN de 8.

Ceci fournit la limite inférieure du potentiel écologique ; 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.

5.6.4.4 Les étangs.

L'article de Vanden Bossche & Usseglio-Polatera (2005) 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' 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.

5.6.5 Calculs des EQR et couleurs conventionnelles

Afin de représenter les résultats par rapport au potentiel écologique à l'aide des couleurs conventionnelles – rouge pour un 'mauvais état', orange pour un 'état médiocre', jaune pour un 'état moyen', vert pour un 'bon état' (et bleu si on atteint le maximum du potentiel écologique)

- la valeur observée de l'IBGN ou du MMIF est divisée par la valeur que le même indice doit atteindre dans le potentiel écologique (= EQR pour Ecological Quality Ratio)
- une échelle d'EQR est construite de manière à délimiter cinq classes avec des intervalles équidistants
- Les limites de classes de l'IBGN ou du MMIF pour chaque type de masse d'eau sont déduites des limites de classes de l'EQR et ensuite arrondies à la valeur supérieure (par exemple, pour les ruisseaux, la limite entre les états 'médiocre' et 'moyen' se situe à EQR = 0.50, comme l'IBGN du potentiel maximal de ruisseau vaut 11, la limite entre les états 'médiocre' et 'moyen' se situe à IBGN : $11 \times 0.50 = 5.5$, qui est donc arrondi à 6).

Toutes les limites de classes et correspondances entre les valeurs de l'IBGN ou du MMIF et l'EQR sont figurées dans ce tableau :

Ruisseaux (WOL- ROO) IBGN	Rivière (ZEN) IBGN	Canal (KAN) IBGN	Etangs (ETA) MMIF	EQR	Potentiel
≥11	≥10	≥8	≥16	≥1	Maximal
≥9	≥8	≥6	≥12	≥0.75	Bon
≥6	≥5	≥4	≥8	≥0.50	Moyen
≥3	≥3	≥2	≥4	≥0.25	Médiocre
<3	<3	<2	<4	<0.25	Mauvais

5.7 Résultats des évaluations de 2007

5.7.1 La Woluwe (WOL 025/035).

5.7.1.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage a été réalisé le long du Boulevard de la Woluwe à hauteur de Hof Ter Muschen, à l'endroit où la Woluwe quitte la Région Bruxelloise. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5a et l'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6a.

Première impression visuelle : pas de modification par rapport à 2004. Le cours d'eau est linéaire avec des berges surélevées ; par endroit le courant s'accélère mais la diversité d'habitats n'est 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. Sur les berges se sont installées des orties et des ronces ; ces dernières retombent dans l'eau et ont développé une chevelure de racines servant d'habitat à plusieurs taxons (en particulier des gammares et des larves de *Calopteryx*). On retrouve des hélophytes parsemées le long des berges (*Nasturtium*, *Veronica*...). Le fond du cours d'eau est colonisé par endroit par des *Callitriche* et *Potamogeton*.

Impression d'échantillonnage : contrairement à 2004, le fond du cours d'eau n'est plus recouvert par des coquilles de *Sphaerium* et l'effectif de sa population semble nettement réduit. Les substrats artificiels déposés le 05/09/2007 et relevés le 02/10/2007 étaient occupés majoritairement par des gammares mais en moins grande quantité qu'en 2004. Les racines des hélophytes et des tiges de ronces fournissent l'habitat avec la faune la plus diversifiée ; *Calopteryx* y est le taxon dominant. Quatre épinoches ont été prises et relâchées au cours de l'échantillonnage. L'oxygène dissous était loin de la saturation (80%) en début d'après-midi, suggérant la présence de matières organiques, ce qui a été confirmé par la présence de vase noire dans les sédiments.

Conclusion provisoire : le faible pourcentage d'oxygène dissous témoigne d'une pollution organique. Il n'y a pas de différence notable de qualité apparente par rapport à 2004.

5.7.1.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 18 taxons IBB et les Ephéméroptères (*Baetis*) pour groupe indicateur, la cote de l'IBB est de 7/10.

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 5 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur est resté le même et la cote de l'IBB a augmenté de 1 point par rapport à 2004.

Groupes fonctionnels : comme en 2004, le groupe α est absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine. Le groupe β reste dominant en nombre d'individus mais en nombres de

taxons, les groupes β , γ , δ et ζ sont un peu mieux équilibrés qu'en 2004. Le groupe ε est toutefois absent (il était représenté en 2004 par un seul individu), ce qui peut toujours s'expliquer par l'absence de zones lenticules peuplées d'hydrophytes (la canalisation de la Woluwe a rendu la vitesse du courant assez homogène)

5.7.1.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 19 taxons IBGN, la Woluwe reste dans la classe de diversité 6, mais passe dans le groupe indicateur 3 et atteint une cote **IBGN de 8/20**. A la fois l'IBGN et les deux autres indicateurs situent la Woluwe dans l'état 'moyen' par rapport à son état de référence dans le système wallon et cette appréciation peut être considérée comme 'fiable' (cf. tableau 5-2 ci-dessous).

Tableau 5-2 : comparaison de l'état de la Woluwe (WOL 025/035) en 2007 à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à son état de référence dans le système wallon.

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

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 2 taxons IBGN de plus qu'en 2004, le groupe indicateur passe de 2 (Gammaridae) en 2004 à 3 (*Hydropsychidae*) en 2007 et la cote de l'IBGN a augmenté de 1 point par rapport à 2004. Par rapport à son état de référence, la Woluwe reste dans l'état 'moyen'

5.7.1.4 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

La Woluwe obtient un score de 2 pour le nombre total de taxons ($n = 20$) et le nombre de taxons EPT ($n = 3$). Le score le plus bas est de 1 et concerne le nombre de taxons exigeants non EPT ($n = 2$). L'indice de Shannon & Wiener (2,07) et celui de la tolérance moyenne (4,70) donnent un score de 3. Le score total est de 11 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,55**. Le tableau 5-3 ci-dessous permet de situer la Woluwe en état 'moyen' par rapport à son état de référence dans le système flamand et elle n'est qu'à 0,05 point du 'bon' état.

Tableau 5-3 : comparaison de l'état de la Woluwe (WOL 025/035) en 2007 à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à son état de référence dans le système flamand.

Etat	# total de taxons	# de taxons EPT	# de taxons exigeants non EPT	Shannon Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, les scores pour le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT n'ont pas changé ; le score pour le nombre de taxons exigeants non EPT a perdu un point, celui de l'indice de Shannon-Wiener en revanche a gagné un point et celui de la tolérance moyenne n'a pas changé. Le MMIF n'a pas changé.

Le système wallon et le système flamand arrivent à la même conclusion: la Woluwe est dans un état 'moyen' par rapport à son état de référence. L'état écologique n'a pas évolué depuis 2004.

Cette conclusion correspond avec la conclusion provisoire faite sur le terrain.

Remarque: un seul individu appartenant à la famille des Leptoceridae (trichoptère à fourreau) ainsi que trois fourreaux vides ont été pris dans l'échantillon. Si trois individus avaient été trouvés, cela aurait fait grimper la cote de l'IBB ainsi que celle de l'IBGN (en revanche cela n'aurait rien changé au MMIF, qui tient compte des taxons dès qu'ils sont représentés par un seul individu).

5.7.1.5 Comparaison au potentiel écologique par l'IBGN et avec 2004.

Seule l'amélioration de la qualité chimique de l'eau est prise en compte. Bien que deux indicateurs soient dans le vert, l'IBGN de 8 situe l'état actuel de la Woluwe par rapport à son potentiel écologique au niveau 'moyen' mais l'estimation est 'peu fiable' car elle est très proche du niveau 'bon' (voir le tableau 5-4 ci-dessous).

Tableau 5-4 : état de la Woluwe en 2007 (WOL 025/035) par rapport à son potentiel écologique (dans l'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
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, le groupe indicateur est passé de 'moyen' à 'bon', mais ni la classe de diversité ni l'IBGN n'ont changé. La Woluwe reste donc en état 'moyen' mais elle se rapproche du 'bon' état.

5.7.2 Le Ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001).

5.7.2.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage a été réalisé dans le parc de Bergoje, à Auderghem. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5a et l'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6a.

Première impression visuelle : malgré des berges surélevées, le ruisseau du Rouge Cloître donne l'impression d'un ruisseau assez naturel coulant sous couvert forestier dans un contexte de parc : par endroits le courant s'accélère et le fond est pierreux, ailleurs il est plus lent et le fond est sableux. L'eau est transparente, et par rapport à 2004, il y a un peu plus de lumière qui atteint le ruisseau, ce qui a permis le développement d'une petite plage de *Nasturtium* et d'*Hydrocaris* (?).

Impression d'échantillonnage : la face inférieure des pierres est colmatée par de la vase noire et malodorante suggérant des apports de matières organiques. Ceci semble se confirmer par une concentration en oxygène dissous qui n'est pas à saturation (90%) au milieu de l'après-midi. Les Sphaeriidae forment par endroits une population très dense ; des écrevisses sont récoltées dans le substrat artificiel ; une anodonte est mentionnée mais pas récoltée en raison de sa grande taille. Les *Hydropsyche*, qui étaient abondants en 2004, ont pratiquement disparu ; les gammarès et les aselles ainsi que les sangsues sont abondantes.

Conclusion provisoire : ruisseau probablement pollué par matières organiques provenant probablement de l'étang qui se trouve en amont. Il donne l'impression d'une assez faible diversité ; toutefois l'apparition de quelques hélophytes et hydrophytes donne une impression meilleure qu'en 2004.

5.7.2.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 18 taxons IBB et les Leptoceridae (Trichoptères à fourreau) pour groupe indicateur, **la cote de l'IBB est de 8/10**.

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 6 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur a gagné un point en passant des Ephéméroptères (*Baetis*) aux Trichoptères à fourreau (Leptoceridae) et la cote de l'IBB a augmenté de 2 points par rapport à 2004.

Groupes fonctionnels : le groupe α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine ; les groupes β , γ , δ et ζ ont conservé le même équilibre qu'en 2004. Le groupe ε reste absent, ce qui peut toujours s'expliquer par la rareté de zones lenticules peuplées d'hydrophytes (faible luminosité au niveau du ruisseau).

Il est intéressant de remarquer que les gammarès, qui étaient absents de l'inventaire en 2004, sont maintenant abondamment représentés (240 individus) par une espèce introduite d'origine américaine : *Crangonyx pseudogracilis*. Cette espèce, bien que mobile par natation, appartient au groupe ζ (groupe associé au fond des eaux stagnantes) : son abondance s'explique probablement dans le ruisseau par la présence en amont de l'étang du Rouge Cloître. Les écrevisses qui ont été collectées – *Orconectes limosus* - sont également d'origine américaine.

5.7.2.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 25 taxons IBGN, le ruisseau du Rouge Cloître atteint la classe de diversité 7, et avec les Leptoceridae comme groupe indicateur (4), **l'IBGN est de 11/20**. A la fois l'IBGN et un des deux autres indicateurs situent ce ruisseau dans le 'bon état' par rapport à son état de référence dans le système wallon ; cette appréciation peut être considérée comme 'fiable' (même avec 1 point d'IBGN en moins, la conclusion serait aussi le 'bon' état ; cf. tableau 5-5 ci-dessous).

Tableau 5-5 : état du ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001) par rapport à son état de référence 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

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 8 taxons IBGN de plus qu'en 2004, le groupe indicateur passe de 3 (Hydropsychidae) en 2004 à 4 (Leptoceridae) en 2007 et la cote de l'IBGN a augmenté de 3 points par rapport à 2004. Par rapport à son état de référence, le ruisseau du Rouge Cloître passe de l'état 'moyen' à l'état 'bon'. Il faut toutefois remarquer la grande influence des Leptoceridae : la seule présence de ce taxon modifie à la fois la classe de diversité, le groupe indicateur et 2 points de l'IBGN ; si ce taxon disparaissait, on retrouverait l'état 'moyen' comme en 2004.

5.7.2.4 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

Le ruisseau du Rouge Cloître obtient un score de 3 pour le nombre total de taxons (n = 24) et de 2 pour le nombre de taxons EPT (n = 3). Le score le plus bas est de 1 et concerne le nombre de taxons exigeants non EPT (n = 2). L'indice de Shannon & Wiener (2,35) donne un score de 3 et celui de la tolérance moyenne (4,21) donne un score de 2. Le score total est de 11 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,55**. Le tableau 5-6 ci-dessous permet de situer le ruisseau du Rouge Cloître en état 'moyen' par rapport à son état de référence dans le système flamand et elle n'est qu'à 0,05 point du 'bon' état.

Tableau 5-6 : état du ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001) par rapport à son état de référence 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 n Wiener	Tolérance moyenne	Score	Somme des scores	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, les scores pour le nombre total de taxons et pour le nombre de taxons exigeants non EPT ont gagné chacun 1 point ; les autres scores n'ont pas changé ; par conséquent, le MMIF est passé de 0,4 à 0,55. Le ruisseau du Rouge Cloître reste donc dans l'état 'moyen' mais il n'est qu'à 0,05 point du 'bon' état. Dans ce cas, l'influence des Leptoceridae est faible : si ce taxon disparaissait, le MMIF resterait inchangé.

Les deux systèmes n'arrivent donc apparemment pas à la même conclusion : par rapport à l'état de référence, le ruisseau du Rouge Cloître est en 'bon' état d'après le système wallon et en état 'moyen' d'après le système flamand. En fait, les deux systèmes se situent de part et d'autre de la limite entre les états 'bon' et 'moyen'.

L'estimation fournie par les indices est donc un peu meilleure que l'impression qui émanait du terrain lors de l'échantillonnage.

5.7.2.5 Comparaison au potentiel écologique par l'IBGN et avec 2004.

Seule l'amélioration de la qualité chimique de l'eau est prise en compte. Les trois indicateurs situent l'état du ruisseau du Rouge Cloître à un 'très bon' potentiel écologique mais l'estimation est 'peu fiable' car elle est très proche du niveau 'bon' (voir le tableau 5-7 ci-dessous).

Tableau 5-7 : état du ruisseau du Rouge Cloître (ROO 001) par rapport à son potentiel écologique (dans l'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
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, le groupe indicateur et la classe de diversité sont passés de 'bon' à 'très bon', et l'IBGN du ruisseau du Rouge Cloître est passé de 'moyen' à 'très bon'. Les trois indicateurs atteignent de justesse ce niveau ; cette estimation est donc 'peu fiable'. Il faut de nouveau remarquer, à ce sujet, la grande influence des Leptoceridae : la seule présence de ce taxon modifie les trois indicateurs ; si ce taxon disparaissait, on se situerait dans l'état 'bon'. Ceci représenterait quand même une amélioration par rapport à l'appréciation 'moyenne' de 2004.

5.7.3 La Senne à l'entrée dans la Région bruxelloise (ZEN 025).

5.7.3.1 Rapport de terrain.

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. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5a et fiche d'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6a.

Première impression visuelle : peu de modification par rapport à 2004. Avec ses berges bétonnées verticales et sa couleur grise, la Senne à l'entrée dans la Région bruxelloise donne toujours l'impression d'un égout coulant à ciel ouvert. Toutefois, l'eau qui sort de la STEP Sud (en rive droite) est relativement transparente (on voit le fond limoneux à 0,5 m de profondeur) et contraste avec l'eau de la rivière dont la transparence est inférieure à 0,15 m. Il n'y a toujours aucune hydrophyte ni hélophyte. Les berges bétonnées sont maintenant recouvertes de ronces et des balsamines de l'Himalaya ont fait leur apparition. Une dizaine de canards colverts fourrageaient dans l'eau à notre arrivée. Les substrats artificiels sont placés en rive gauche (côté non influencé par l'eau sortant de la STEP)

Impression d'échantillonnage : les substrats artificiels sont récupérés le 04/10/2007 avec de la vase et de nombreux déchets (sacs en plastiques et autres débris) qui s'y sont accrochés. L'oxygène dissous atteint un taux plus élevé (55% de la saturation) qu'attendu d'après l'aspect visuel de la rivière et la vase grouille d'organismes polysaprobies (oligochètes, achètes, aselles et larve de chironomes).

Conclusion provisoire : la Senne à l'entrée de Bruxelles ressemble toujours à un égout à ciel ouvert ; toutefois, le taux d'oxygène dissous semble s'être quelque peu amélioré par rapport à 2004. En outre, la turbidité, toujours très forte à l'entrée dans la Région, est diluée par l'eau issue de la STEP Sud.

5.7.3.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 9 taxons IBB et les Mollusques (Physidae) pour groupe indicateur, **la cote de l'IBB est de 5/10.**

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 3 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur et la cote de l'IBB sont restés les mêmes.

Groupes fonctionnels : le groupe α est absent, ce qui est normal pour une rivière de plaine, le groupe β est absent (sans doute en raison de la pollution organique encore trop forte) alors qu'il devrait être présent ; le groupe ε est également absent en raison de l'absence des hydrophytes. Seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents, ce qui constitue une faune de macro-invertébrés incomplète.

5.7.3.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 6 taxons IBGN, la Senne à l'entrée dans la Région reste dans la classe de diversité 2 et dans le groupe indicateur 2 et atteint une cote **IBGN de 3/20**. A la fois l'IBGN et la classe de diversité situent cette rivière dans l'état 'mauvais' par rapport à son état de référence dans le système wallon. Cette appréciation, étant à 1 point de l'état 'médiocre' doit être considérée comme 'peu fiable' (cf. tableau 5-8 ci-dessous).

Tableau 5-8 : état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée dans la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté le même nombre de taxons IBGN qu'en 2004, le groupe indicateur (Mollusques) reste le même ainsi que la cote de l'IBGN. Par rapport à son état de référence, la Senne à l'entrée dans la Région bruxelloise reste donc en 'mauvais' état.

5.7.3.4 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

La Senne à l'entrée dans la Région obtient un score de 1 pour le nombre total de taxons ($n = 10$), elle obtient 0 pour le nombre de taxons EPT ($n = 0$) et le nombre de taxons exigeants non EPT ($n = 0$). L'indice de Shannon & Wiener (1,31) et celui de la tolérance moyenne (3,30)

donnent un score de 2. Le score total est de 5 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,25**. Le tableau 5-9 ci-dessous permet de situer la Senne à l'entrée dans la Région en état 'médiocre' par rapport à son état de référence dans le système flamand et elle n'est qu'à 0,05 point du 'mauvais' état.

Tableau 5-9 : état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée dans la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, les scores pour le nombre total de taxons, le nombre de taxons EPT et le nombre de taxons exigeants non EPT n'ont pas changé ; les scores de l'indice de Shannon-Wiener et de la tolérance moyenne ont chacun gagné un point. Le MMIF a par conséquent gagné 0,1 point et dépasse tout juste la limite entre les états 'mauvais' et 'médiocre'. On remarquera notamment que les Naididae, un taxon d'Oligochètes moins tolérant que les Tubificidae et qui était absent en 2004, sont maintenant bien représentés.

Les deux systèmes n'arrivent donc apparemment pas à la même conclusion : par rapport à l'état de référence, la Senne à l'entrée dans la Région est en 'mauvais' état d'après le système wallon et en état 'médiocre' d'après le système flamand. En fait, les deux systèmes se situent de part et d'autre de la limite entre les états 'médiocre' et 'mauvais'.

5.7.3.5 Comparaison au potentiel écologique par l'IBGN et avec 2004.

Seule l'amélioration de la qualité chimique de l'eau est prise en compte. Les trois indicateurs situent l'état actuel de la Senne à l'entrée dans la Région par rapport à son potentiel écologique au niveau 'médiocre' et l'estimation est 'peu fiable' car elle est très proche (0,5 point) du niveau 'mauvais' (voir le tableau 5-10 ci-dessous).

Tableau 5-10 : état de la Senne (ZEN 025) à l'entrée dans la Région Bruxelloise par rapport à son potentiel écologique (dans l'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
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : rien n'a changé par rapport à 2004, la Senne à l'entrée dans la Région reste donc en état 'médiocre'.

5.7.4 La Senne à la sortie de la Région bruxelloise (ZEN 070).

5.7.4.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où la Senne quitte la Région Bruxelloise, sur le site et à la limite nord (aval) de la STEP Nord (avec l'autorisation de M. Martin, Directeur de la STEP). L'échantillonnage s'est donc fait à un endroit où l'eau qui sort de la STEP et l'eau de la Senne ayant traversé Bruxelles se sont déjà en bonne partie mélangées. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5a et fiche d'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6a.

Première impression visuelle : l'aspect par rapport à 2004 a beaucoup changé ; les berges sont toujours hautes et escarpées mais ne sont plus bétonnées ; elles sont stabilisées notamment à l'aide de gabions et couvertes d'orties, de renouées du Japon et de ronces. L'eau qui sort de la STEP (en rive gauche) est transparente. Lors de notre première visite (le 5 septembre, date du premier dépôt des substrats artificiels), la Senne en état d'étiage était, elle aussi, relativement transparente. Le 4 octobre cependant, lors de l'échantillonnage, l'eau était turbide, car la rivière était en crue (faible). De nombreuses mouettes fourrageaient dans l'eau à notre arrivée. La zone d'échantillonnage comporte une petite plage de vase déposée (courant lent) où plusieurs grenouilles rousses ont été observées.

Impression d'échantillonnage : les substrats artificiels sont d'abord déposés (comme en 2004) juste en aval du pont et quelques dizaines de mètres en aval de l'exutoire de la STEP, à un endroit où le courant est assez rapide. Le 4 octobre, lors de l'échantillonnage, les substrats artificiels avaient rompu leur amarre et en fonction des possibilités d'accès, l'échantillonnage est réalisé en rive gauche, à environ 500 m en aval de l'exutoire de la STEP. La zone d'échantillonnage comporte une petite plage de vase déposée (courant lent). Des nouveaux substrats artificiels ont été placés à cet endroit ; ils n'ont pas été retrouvés lors d'une visite ultérieure mais l'amarre avait accumulé quantité de sacs plastiques et autres débris qui ont été échantillonnés à la place des substrats artificiels. L'oxygène dissous atteint un taux comparable à ce qu'il est à l'entrée dans la Région (60% de la saturation) alors qu'il était quasiment nul en 2004 et la vase abrite des organismes polysaprobies (oligochètes, achètes et larves de chironomes) moins nombreux qu'à l'entrée dans la Région.

Conclusion provisoire : la Senne à la sortie de Bruxelles n'a plus l'aspect d'un égout à ciel ouvert et accueille une vie animale encore peu diversifiée mais qui était totalement absente en 2004. Il est remarquable que la situation de la rivière se soit déjà améliorée à peine quelques mois après la mise en service de la STEP Nord.

5.7.4.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 9 taxons IBB et les Sangsues (*Helobdella*) et les Aselles pour groupes indicateurs, **la cote de l'IBB est de 4/10.**

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 9 taxons IBB alors qu'il n'y avait aucune vie animale en 2004.

Groupes fonctionnels : le groupe α , β et ε sont absents comme à l'entrée dans la Région et pour les mêmes raisons. Le groupe γ n'est représenté ici que par un seul taxon, probablement en raison de la forte charge résiduelle en matières polluantes dans les sédiments. Seuls les groupes δ et ζ sont représentés par plusieurs taxons, ce qui constitue une faune de macro-invertébrés encore très incomplète.

5.7.4.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 7 taxons IBGN, la Senne à la sortie de la Région entre dans la classe de diversité 3 et dans le groupe indicateur 1 (Chironomidae) et atteint une cote **IBGN de 3/20**. A la fois l'IBGN et la classe de diversité situent la Senne dans l'état 'mauvais' par rapport à son état de référence dans le système wallon. Cette appréciation, étant à 1 point de l'état 'médiocre' doit être considérée comme 'peu fiable' (cf. tableau 5-11 ci-dessous).

Tableau 5-11 : état de la Senne (ZEN 070) à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 7 taxons IBGN en 2007 alors qu'il n'y en avait aucun en 2004. Par rapport à son état de référence, la Senne à la sortie de la Région bruxelloise reste néanmoins en 'mauvais' état mais s'approche à 1 point de l'état 'médiocre'.

5.7.4.4 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

La Senne à la sortie de la Région obtient un score de 1 pour le nombre total de taxons (n = 11), elle obtient 0 pour le nombre de taxons EPT (n = 0) et le nombre de taxons exigeants non EPT (n = 0). L'indice de Shannon & Wiener (1,01) et celui de la tolérance moyenne (2,91) donnent un score de 1. Le score total est de 3 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,15**. Le tableau 5-12 ci-dessous permet de situer la Senne à la sortie de la Région en état 'mauvais' par rapport à son état de référence dans le système flamand et elle n'est qu'à 0,05 point de l'état 'médiocre'.

Tableau 5-12 : état de la Senne (ZEN 070) à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, les scores pour le nombre total de taxons, l'indice de Shannon-Wiener et la tolérance moyenne ont chacun gagné un point, mais de manière caractéristique, les deux indices qui utilisent les taxons les plus sensibles aux pollutions (taxons EPT et taxons exigeants non EPT) restent au niveau le plus bas. Le MMIF a par conséquent gagné 0,15 point et se rapproche de la limite entre les états 'mauvais' et 'médiocre'. On remarquera que les Naididae, un taxon d'Oligochètes moins tolérant que les Tubificidae sont déjà présents (comme à l'entrée de la Senne dans la Région).

Les deux systèmes arrivent donc à la même conclusion : par rapport à l'état de référence, la Senne à la sortie de la Région est encore en 'mauvais' état.

5.7.4.5 Comparaison au potentiel écologique par l'IBGN et avec 2004.

Seule l'amélioration de la qualité chimique de l'eau est prise en compte. Le groupe indicateur situe l'état actuel de la Senne à la sortie de la Région par rapport à son potentiel écologique dans le 'mauvais' état, en revanche, la classe de diversité atteint l'état moyen' et l'IBGN situe la Senne dans l'état 'médiocre' ; cette estimation est 'peu fiable' car elle est très proche (0,5 point) du niveau 'mauvais' (voir le tableau 5-13 ci-dessous).

Tableau 5-13 : état de la Senne (ZEN 070) à la sortie de la Région Bruxelloise par rapport à son potentiel écologique (dans l'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
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, et quelques mois seulement après la mise en service de la STEP Nord, la Senne à la sortie de la Région a quitté le 'mauvais' état et a atteint l'état 'médiocre'. Il est très vraisemblable que la rivière soit encore assez éloignée de son nouvel état d'équilibre suite à la mise en service de la STEP Nord.

5.7.5 Le canal à l'entrée dans la Région bruxelloise (KAN 005).

5.7.5.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal entre dans la Région Bruxelloise, au niveau 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. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5b et l'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6b.

Première impression visuelle : 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 d'échantillonnage : à proximité des berges, le fond du canal semble très pauvre en sédiments fins, l'échantillonnage à la benne n'a remonté qu'un peu d'argile. Le taux

d'oxygène dissous était faible (70%) alors qu'il ne semble pas y avoir de vase organique sur le fond.

Aucun organisme n'est capturé par le raclage des berges et très peu (*Dreissena*) à la benne ; la majorité des macro-invertébrés sont échantillonnés à l'aide des substrats artificiels et sont des crustacés (gammarés, aselles, *Corophium* et une écrevisse) ; quelques larves d'Ecnomidae (Trichoptères) et une larve de Caenidae (Ephéméroptères) furent également récoltées dans les substrats artificiels.

Conclusion provisoire : le faible pourcentage d'oxygène dissous semble témoigner d'une pollution organique, ce qui est cependant contredit par l'absence de vase organique : sans doute la circulation des péniches ne permet-elle pas à la vase organique de sédimenter. Les berges sont peu favorables au développement d'une biocénose ; il n'y a pas de différence notable par rapport à 2004.

5.7.5.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 9 taxons IBB et les Gammaridae et *Dreissena* pour groupe indicateur, **la cote de l'IBB est de 5/10.**

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 3 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur est resté le même et la cote de l'IBB est resté la même qu'en 2004.

Groupes fonctionnels : comme en 2004, le groupe α est absent, ce qui est normal pour un canal ; le groupe ε est également absent, ce qui est lié à l'absence de plantes aquatiques. Le groupe β est dominant par le nombre d'individus mais ils n'appartiennent qu'à un seul taxon (*Gammarus pulex*) et le groupe ζ domine par le nombre de taxons, dont trois sont des espèces exotiques d'origine ponto-caspienne (*Dikerogammarus villosus*, *Corophium curvispinum* et *Dreissena polymorpha*). Les groupes du potamon (γ et δ) restent anormalement peu abondants.

Il est intéressant de signaler que dans d'autres cours d'eau, comme la Meuse, l'espèce exotique envahissante *Dikerogammarus villosus* a éliminé les autres gammarés en moins de deux ans. *D. villosus* était déjà présente en 2004 dans le canal à l'entrée dans la Région, mais ici l'espèce indigène (*Gammarus pulex*) résiste très bien à l'envahisseur et est même largement dominante en 2007 par rapport à l'envahisseur.

5.7.5.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 12 taxons IBGN, le canal à l'entrée dans la Région (KAN 005) se situe dans la classe de diversité 4 et, avec le groupe indicateur 2 (Gammaridae), atteint une cote **IBGN de 5/20.**

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 4 taxons IBGN de plus qu'en 2004, le groupe indicateur (Gammaridae) n'a pas changé et la cote de l'IBGN a augmenté de 1 point par rapport à 2004.

5.7.5.4 Comparaison au potentiel wallon par l'IBGN et avec 2004.

Par rapport au potentiel des rivières canalisées et canaux wallons, le canal à l'entrée dans la Région serait classé en état 'médiocre'. (voir tableau 5-14 ci-dessous).

Tableau 5-14 : comparaison à titre indicatif de la situation du Canal (KAN 005) par rapport au potentiel des canaux wallons. 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			
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : malgré une légère augmentation du nombre de taxons, l'état du canal à l'entrée dans la Région n'a pas changé et reste dans l'état 'médiocre'

5.7.5.5 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

Le canal à l'entrée dans la Région obtient un score de 1 pour le nombre total de taxons (n = 11), pour le nombre de taxons EPT (n = 1) et pour le nombre de taxons exigeants non EPT (n = 1). L'indice de Shannon & Wiener (0,44) donne un score de 1 et celui de la tolérance moyenne (4,45) donnent un score de 3. Le score total est de 7 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,35**. Le tableau 5-15 ci-dessous permet de situer le canal à l'entrée dans la Région en état 'médiocre' par rapport à son état de référence dans le système flamand et elle n'est qu'à 0,05 point de l'état 'moyen'.

Tableau 5-15 : comparaison à titre indicatif du canal (KAN 005) à l'entrée dans la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, les scores pour le nombre total de taxons et l'indice de Shannon-Wiener n'ont pas changé mais les trois autres scores ont chacun gagné 1 point. Le MMIF a par conséquent gagné 0,15 point et se rapproche de la limite entre les états 'médiocre' et 'moyen'.

5.7.5.6 Comparaison au potentiel bruxellois par l'IBGN et avec 2004.

Par rapport au potentiel défini pour la Région bruxelloise, le canal atteint un niveau 'moyen' (et même 'bon' pour l'index de diversité, voir tableau 5-16 ci-dessous).

Tableau 5-16 : comparaison de la situation du Canal (KAN 005) par rapport à son potentiel écologique (dans l'hypothèse de l'amélioration de la seule qualité chimique) en Région bruxelloise. 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 défini dans ce rapport			
Très bon	4	5	8
Bon	3	3,75	6
Moyen	2	2,5	4
Médiocre	1	1,25	2
Mauvais	0	0	0

Comparaison avec 2004 : malgré une légère augmentation du nombre de taxons, l'état du canal à l'entrée dans la Région n'a pas changé et reste dans l'état 'moyen'

5.7.6 Le canal à la sortie de la Région bruxelloise (KAN 050).

5.7.6.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal sort de la Région Bruxelloise, juste en amont du pont de Buda et en rive gauche. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5b et l'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6b.

Première impression visuelle : 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 passent en vitesse de croisière et provoquent des courants turbulents et des vagues contre les berges.

Impression d'échantillonnage : à proximité des berges, le fond du canal semble très pauvre en sédiments fins, l'échantillonnage à la benne n'a remonté que quelques graviers. Le taux d'oxygène dissous était très faible (30%) alors qu'il ne semble pas y avoir de vase organique sur le fond. La température était de 3,5°C supérieure à celle du canal à l'entrée dans la Région

La majorité des macro-invertébrés sont échantillonnés à l'aide des substrats artificiels et sont des crustacés (aselles et gammarès, ces derniers absents en 2004), des mollusques, des sangsues et des planaires (*Dugesia*). Quelques *Dreissena* sont capturés par le raclage des berges et aucun organisme à la benne.

Conclusion provisoire : les berges bétonnées verticales sont très peu favorables au développement d'une biocénose ; le très faible pourcentage d'oxygène dissous semble témoigner d'une pollution organique, et ceci malgré l'absence de vase organique : sans doute la circulation des péniches ne permet-elle pas à la vase organique de sédimenter. L'eau est nettement plus chaude que dans le canal à l'entrée dans la Région. Cette température élevée accélère l'oxydation de la matière organique et contribue à expliquer la faible teneur en oxygène dissous. La communauté des macro-invertébrés est peu diversifiée, il n'y a pas de différence notable par rapport à 2004, si ce n'est l'apparition des gammarès.

5.7.6.2 IBB – Groupes fonctionnels - Comparaison avec 2004.

IBB : avec 11 taxons IBB et les Gammaridae et les mollusques pour groupes indicateurs, la cote de l'IBB est de 6/10.

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 5 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur est resté le même mais s'est renforcé de la présence des Gammaridae et la cote de l'IBB a gagné 1 point par rapport à 2004.

Groupes fonctionnels : comme en 2004, le groupe α est absent, ce qui est normal pour un canal et le groupe ε est également absent, ce qui est lié à l'absence de plantes aquatiques. Le groupe β est représenté par un seul taxon (*Gammarus pulex*) comme dans le canal à l'entrée dans la Région ; les groupes γ et ζ dominent par le nombre de taxons, dont une seule espèce exotique d'origine ponto-caspienne (*Dreissena polymorpha*).

De manière inattendue (en raison de la température plus élevée et le taux d'oxygène plus bas – comme en 2004), les groupes fonctionnels sont mieux équilibrés qu'à l'entrée dans la Région.

5.7.6.3 Comparaison à l'état de référence par l'IBGN et avec 2004.

Avec 10 taxons IBGN, le canal à la sortie de la Région (KAN 050) se situe dans la classe de diversité 4 et, avec le groupe indicateur 2 (Gammaridae), atteint une cote **IBGN de 5/20**.

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 3 taxons IBGN de plus qu'en 2004, le groupe indicateur (2) est resté le même mais s'est renforcé de la présence des Gammaridae et la cote de l'IBGN a augmenté de 1 point par rapport à 2004.

5.7.6.4 Comparaison au potentiel wallon par l'IBGN et avec 2004.

Par rapport au potentiel des rivières canalisées et canaux wallons, le canal à la sortie de la Région serait classé en état 'médiocre' (voir tableau 5-17 ci-dessous).

Tableau 5-17 : comparaison à titre indicatif de la situation du Canal (KAN 050) par rapport au potentiel des canaux wallons. 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			
Très bon	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

Comparaison avec 2004 : malgré une légère augmentation du nombre de taxons, l'état du canal à la sortie de la Région n'a pas changé et reste dans l'état 'médiocre'

5.7.6.5 Comparaison à l'état de référence par le MMIF et avec 2004.

Le canal à la sortie de la Région obtient un score de 1 pour le nombre total de taxons ($n = 11$), il obtient 0 pour le nombre de taxons EPT ($n = 0$) et le nombre de taxons exigeants non EPT ($n = 0$). L'indice de Shannon & Wiener (1,85) et celui de la tolérance moyenne (4,00) donnent des scores de 2. Le score total est de 5 et **l'indice multimétrique flamand est de 0,25**. Le tableau 5-18 ci-dessous permet de situer le canal à la sortie de la Région en état 'médiocre' par rapport à son état de référence dans le système flamand et il n'est qu'à 0,05 point de l'état 'mauvais'.

Tableau 5-18 : comparaison à titre indicatif du canal (KAN 050) à la sortie de la Région bruxelloise par rapport à son état de référence 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	MMIF
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

Comparaison avec 2004 : par rapport à 2004, aucun score n'a changé ; le MMIF reste par conséquent identique et à 0,5 point de la limite entre les états 'mauvais' et 'médiocre'.

5.7.6.6 Comparaison au potentiel bruxellois par l'IBGN et avec 2004.

Par rapport au potentiel défini dans ce rapport, le canal atteint un niveau 'moyen' et même 'bon' pour l'index de diversité (voir tableau 5-19 ci-dessous).

Tableau 5-19 : comparaison de la situation du Canal (KAN 050) par rapport au potentiel écologique (dans l'hypothèse de l'amélioration de la seule qualité chimique) en Région bruxelloise. 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 défini dans ce rapport			
Très bon	4	5	8
Bon	3	3,75	6
Moyen	2	2,5	4
Médiocre	1	1,25	2
Mauvais	0	0	0

Comparaison avec 2004 : malgré une légère augmentation du nombre de taxons, l'état du canal à la sortie de la Région n'a pas changé et reste dans l'état 'moyen' (comme à l'entrée).

5.7.7 L'étang long de Woluwé (ETA 013).

5.7.7.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage est réalisé près de l'extrémité occidentale de l'étang sur une longueur d'environ 100 m. Deux massifs d'hélophytes distant de 60 m ont été échantillonnés. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5b et fiche d'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6b.

Première impression visuelle : 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 hélophytes (*Typha*, *Iris*) qui donne une allure moins artificielle à cet étang. Ces hélophytes

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 macro-invertébrés.

De novembre 2006 à mars 2007, l'étang a été mis à sec (d'après des témoignages de promeneurs, une odeur nauséabonde se dégageait de l'étang durant cette période). Les oiseaux d'eau qui étaient en trop grand nombre en 2004 sont maintenant peu nombreux. Malgré cela, le fond de l'étang est encore couvert de vase noire.

L'eau est verdâtre mais transparente et couverte d'un peu d'herbe (la pelouse le long des berges venait d'être fauchée au moment du prélèvement). La surface de l'eau est recouverte d'une pellicule brun noirâtre le long de la berge aux deux extrémités de l'étang.

Impression d'échantillonnage : l'oxygène dissous était à saturation dans la colonne d'eau le 02/10/2007. Les racines d'hélophytes abritaient une énorme population de Corixidae comprenant plus de 1000 individus pour un seul prélèvement (cf. Photo). Les mollusques sont nombreux ainsi que les Baetidae qui pourraient être le groupe indicateur. Un échantillon de la pellicule brun noirâtre est prélevé et l'analyse au microscope montre qu'elle était composée de cyanophycées et de diatomées.

Conclusion provisoire : la première impression est plus favorable qu'en 2004. Le problème de la surpopulation des oiseaux a été réglé mais le fond de l'étang est toujours couvert de vase noire. Il est difficile de dire si cela résulte d'une pollution organique persistante ou s'il s'agit d'une ancienne pollution que l'étang n'a pas encore métabolisé, malgré une mise à sec hivernale récente.

5.7.7.2 IBB – Groupes fonctionnels – IBGN - Comparaison avec 2004.

La détermination du potentiel écologique des étangs n'est pas envisagée par le système wallon. Par contre le système flamand (MMIF) traite les masses d'eau stagnantes par la même procédure que les cours d'eau et définit un état de référence pour les 'Alkalische meren'. L'IBB et l'IBGN sont donc calculés à titre indicatif et afin de les comparer aux résultats de 2004.

IBB : avec 24 taxons IBB et les Trichoptères à fourreau (Leptoceridae) pour groupe indicateur, **la cote de l'IBB est de 8/10.**

Comparaison avec 2004 : Nous avons collecté 8 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur, les Trichoptères à fourreau, n'a pas changé bien que la famille ait changé (les Leptoceridae à la place des Hydroptilidae) et l'IBB a gagné un point.

Groupes fonctionnels : Le groupe fonctionnel α est tout à fait absent, ce qui est normal pour un étang ; le groupe β (caractéristiques d'eaux courantes) est limité à un seul taxon, ce qui est également normal. Le groupe ε , qui était absent en 2004 est maintenant représentée par 4 taxons mais avec très peu d'individus. Les groupes γ , δ et ζ sont bien représentés. *Crangonyx pseudogracilis*, espèce exotique d'origine nord américaine, a été collecté en quelques exemplaires, comme en 2004.

IBGN : avec 29 taxons IBGN on atteint la classe de diversité 9 et le groupe indicateur 4 (Leptoceridae), **la cote de l'IBGN est de 12/10.**

Comparaison avec 2004 : Nous avons collecté 11 taxons IBGN de plus qu'en 2004, la classe de diversité a gagné 3 points et le groupe indicateur a perdu 1 point mais l'IBGN a gagné 2 points.

5.7.7.3 Comparaison au potentiel écologique par le MMIF et avec 2004.

L'étang long de Woluwé a fourni un total de 32 taxons (score = 4), 4 taxons EPT (score = 3) et 4 taxons exigeants non EPT (score = 2), 1,21 pour l'indice de Shannon & Wiener (score = 2) et 4,66 pour la tolérance moyenne (score = 3), et donc un total de scores de 14 et 0,70 pour l'indice multimétrique flamand. Le tableau 5-20 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme très bon potentiel.

Tableau 5-20 : état de l'étang long de Woluwé (ETA 013) par rapport à son état de référence dans le système flamand (= potentiel écologique). 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	MMIF
	Situation par rapport à l'état de référence "alkalische meren" (= potentiel)							
Très bon	>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

Comparaison avec 2004 : la richesse spécifique a augmenté et a atteint son très bon potentiel alors que dans le même temps l'indice de Shannon & Wiener a diminué, car de nombreux taxons ne sont représentés que par quelques individus alors que les Corixidae à eux seuls représentent plus de 70% des individus. L'étang long de Woluwé était déjà en 'bon état' écologique en 2004 et reste en 'bon' état.

Ceci semble en contradiction avec la présence de vase noire dans le fond et est sans doute à mettre en relation avec la réduction des populations d'oiseaux d'eau et le fait que cet étang a été mis à sec en hiver. L'état de l'étang pourrait encore être meilleur si des hydrophytes autres que les nénuphars pouvaient se développer.

5.7.8 Le grand étang de Boitsfort (ETA 051).

5.7.8.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage est réalisé vers le milieu de la berge septentrionale de l'étang ; contrairement à 2004, le niveau de l'eau est normal et la dernière mise à sec remonte à janvier 2006. La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5b et fiche d'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6b.

Première impression visuelle : les berges donnent l'impression d'être naturelles, elles sont en pente douce et accueillent un grand nombre d'hélophytes (*Phragmites*, *Typha*) et d'hydrophytes (*Lemna*, *Nuphar*), fournissant de nombreux habitats aux macro-invertébrés. Les oiseaux d'eau sont moins nombreux qu'en 2004. Des algues vertes filamenteuses sont présentes entre les bases des hélophytes. L'eau est peu profonde (0,5 m) près des berges et assez transparente. Le fond est couvert de vase mais il ne semble pas y avoir de vase noire en profondeur. Les berges sont envahies par une mégaphorbiaie nitrophile (orties,...) peu appréciées par les promeneurs. Il serait opportun de pratiquer un ou deux fauchages annuels avec exportation (compostage) des produits de fauche.

Impression d'échantillonnage : la faune est diversifiée et comporte quelques invertébrés de grande taille, comme des larves d'odonates anisoptères (dont *Anax imperator*) et *Lymnaea stagnalis*. Les Baetidae (*Cloeon*), les Corixidae et des sangsues semblent être les taxons les plus nombreux. D'autres groupes d'invertébrés sont également présents mais en moins grande abondance ; des Trichoptères à fourreau sont remarqués. Quatre jeunes tanches sont récoltées et relâchées. L'oxygène dissous était proche de la saturation dans la colonne d'eau le 09/10/2007. Les graviers des deux substrats artificiels étaient couverts d'un biofilm d'algues unicellulaires vertes.

Conclusion provisoire : l'impression est favorable (et sera confirmée par les indices). Les travaux d'aménagements des berges ont permis d'accueillir de nombreuses hélophytes, mais l'envahissement des berges par des nitrophytes (orties) n'est pas esthétique.

5.7.8.2 IBB – Groupes fonctionnels – IBGN - Comparaison avec 2004.

La détermination du potentiel écologique des étangs n'est pas envisagée par le système wallon. Par contre le système flamand (MMIF) traite les masses d'eau stagnantes par la même procédure que les cours d'eau et définit un état de référence pour les 'Alkalische meren'. L'IBB et l'IBGN sont donc calculés à titre indicatif et afin de les comparer aux résultats de 2004.

IBB : avec 30 taxons IBB et les Trichoptères à fourreau (Hydroptilidae et Leptoceridae) pour groupes indicateurs, **la cote de l'IBB est de 9/10.**

Comparaison avec 2004 : Nous avons collecté 17 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur a gagné 1 point (il passe des Ephéméroptères aux Trichoptères à fourreau) et l'IBB a gagné 3 points. Cette grande différence s'explique au moins en partie par le fait que l'étang était partiellement à sec en 2004.

Groupes fonctionnels : 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 bien représentés quoique dominés par le groupe γ (à la fois par le nombre de taxons et par le nombre d'individus). Signalons ici aussi la présence de l'espèce exotique *Crangonyx pseudogracilis* (quelques individus).

IBGN : avec 35 taxons IBGN on atteint la classe de diversité 10 et avec le groupe indicateur 4 (Leptoceridae), **la cote de l'IBGN est de 13/20.**

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 15 taxons IBGN de plus qu'en 2004, la classe de diversité a gagné 4 points et le groupe indicateur a gagné 2 points et l'IBGN a gagné 6 points. Comme pour l'IBB, cette grande différence s'explique au moins en partie par le fait que l'étang était partiellement à sec en 2004.

5.7.8.3 Comparaison au potentiel écologique par le MMIF et avec 2004.

Le grand étang de Boitsfort a fourni un total de 36 taxons (score = 4), 4 taxons EPT (score = 3) et 8 taxons exigeants non EPT (score = 4), 2,71 pour l'indice de Shannon & Wiener (score = 4) et 4,81 pour la tolérance moyenne (score = 3), et donc un total de scores de 18 et 0,90 pour l'indice multimétrique flamand. Le tableau 5-21 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme très bon potentiel.

Tableau 5-21 : état du grand étang de Boitsfort (ETA 051) par rapport à son état de référence dans le système flamand (= potentiel écologique). 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	MMIF
Situation par rapport à l'état de référence "alkalische meren" (= potentiel)								
Très bon	>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

Comparaison avec 2004 : nous avons estimé en 2004 que le résultat obtenu à cette époque n'était sans doute pas significatif, vu que le niveau de l'eau était fortement abaissé et que l'étang était certainement loin de l'équilibre. Tous les indices ont nettement augmenté et reflètent à présent l'impression ressentie à l'échantillonnage. Des trois étangs étudiés, c'est celui qui possède les berges les plus naturelles et la plus grande diversité d'habitats et donc celui qui peut accueillir potentiellement la plus grande diversité. Les mises à sec périodiques sont très utiles pour oxyder la vase organique qui s'accumule au fond des étangs ; elles sont favorables à la diversité des macro-invertébrés : la dernière mise à sec remontait à janvier 2006 et moins de deux ans après, l'étang se trouvait à son très bon potentiel.

Le grand étang de Boitsfort atteint donc en 2007 son 'très bon état écologique'.

5.7.9 L'étang du parc des sources (ETA 223).

5.7.9.1 Rapport de terrain.

L'échantillonnage est réalisé au nord, autour d'un petit ponton en situation ombragée et à l'est de l'étang (de part et d'autre d'un gros massif de roseaux). La fiche de terrain se trouve dans l'annexe 5-5b et fiche d'inventaire des macro-invertébrés dans l'annexe 5-6b.

Première impression visuelle : les berges ne sont pas stabilisées mais occupées par de nombreux arbres limitant l'ensoleillement et apportant beaucoup de matière organique (feuilles mortes). Dans sa partie nord, deux petits pontons permettent des activités de pêche. La partie Est de l'étang est la plus éclairée, accueillant le long de ses berges une population très serrée de grands hélrophytes (*Phragmites*), sans eau libre entre leurs bases. Les nénuphars sont abondants mais la majorité des feuilles semblent déchiquetées. Malgré l'alimentation de l'étang par des sources toutes proches, l'eau est gris verdâtre et turbide, témoignant d'une probable eutrophisation. Les oiseaux d'eau (foulques) ne semblent pas trop nombreux. Il y a beaucoup de bois mort et de feuilles mortes au fond de l'eau.

Impression d'échantillonnage : abondance de Baetidae, de sangsues, d'Asellidae et de Corixidae. Les *Niphargus* (organismes typiquement associées aux nappes phréatiques et aux sources, et qui furent collectés en 2004) n'ont pas été retrouvés. En contraste avec l'eau gris verdâtre et turbide, le pourcentage d'oxygène dissous est de 195% en début d'après-midi, confirmant l'impression d'eutrophisation.

Conclusion provisoire : impression assez défavorable pour un étang alimenté par des sources (on ne s'attend pas à ce qu'il soit eutrophisé).

5.7.9.2 IBB – Groupes fonctionnels – IBGN - Comparaison avec 2004.

La détermination du potentiel écologique des étangs n'est pas envisagée par le système wallon. Par contre le système flamand (MMIF) traite les masses d'eau stagnantes par la même procédure que les cours d'eau et définit un état de référence pour les 'Alkalische meren'. L'IBB et l'IBGN sont donc calculés à titre indicatif et afin de les comparer aux résultats de 2004.

IBB : avec 21 taxons IBB et les Ephéméroptères (*Cloeon*) pour groupes indicateurs, **la cote de l'IBB est de 7/10**. A noter qu'un individu de Leptoceridae (groupe indicateur plus élevé) a été collecté (il aurait fallu 2 individus pour être pris en considération par l'IBB)

Comparaison avec 2004 : Nous avons collecté 10 taxons IBB de plus qu'en 2004, le groupe indicateur est resté le même et l'IBB a gagné 2 points.

Groupes fonctionnels : Le groupe α est absent et le groupe β n'est représenté que par un seul individu *Sialis* ce qui est tout à fait normal pour un étang. Les autres groupes sont présents mais le groupe ϵ est sous-représenté (3 taxons, 4 individus) du fait de l'absence d'hydrophytes qui fournissent l'habitat préféré à ce groupe. L'absence du troglobionte *Niphargus*, qui était relativement abondant en 2004, est assez surprenante.

IBGN : avec 24 taxons IBGN on atteint la classe de diversité 7 et le groupe indicateur 4 (Polycentropodidae), **la cote de l'IBGN est de 10/20**.

Comparaison avec 2004 : nous avons collecté 5 taxons IBGN de plus qu'en 2004, la classe de diversité a gagné 1 point, le groupe indicateur a gagné 2 points et l'IBGN a gagné 3 points.

5.7.9.3 Comparaison au potentiel écologique par le MMIF et avec 2004.

L'étang du parc des sources a fourni un total de 26 taxons (score = 3), 3 taxons EPT (score = 2) et 3 taxons exigeants non EPT (score = 2), 1,88 pour l'indice de Shannon & Wiener (score = 2) et 4,62 pour la tolérance moyenne (score = 3), et donc un total de scores de 13 et 0,65 pour l'indice multimétrique flamand. Le tableau 5-22 permet de le situer par rapport à l'état de référence des alkalische wateren (références flamandes), adopté comme très bon potentiel.

Tableau 5-22 : état de l'étang du parc des sources (ETA 223) par rapport à son état de référence dans le système flamand (= potentiel écologique). 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	MMIF
Situation par rapport à l'état de référence des "alkalische meren" (= potentiel)								
Très bon	>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

Comparaison avec 2004 : les scores de la richesse spécifique totale et du nombre de taxons exigeants non EPT ont chacun gagné 1 point ; les autres scores n'ont pas changé. Le MMIF de l'étang du parc des sources a par conséquent gagné 0,1 point et entre donc dans le 'bon' état écologique, en contradiction avec notre impression de terrain. Cette conclusion est 'peu fiable' (l'indice multimétrique est à 0,1 point de l'état 'moyen').

5.7.10 Comparaisons synthétiques entre 2004 et 2007.

La comparaison entre 2004 et 2007 est résumée dans les trois figures qui suivent (figures 5-2 pour les rivières, 5-3 pour le canal et 5-4 pour les étangs).

A l'exception de la Senne à l'entrée de la Région, toutes les masses d'eau montrent une amélioration plus ou moins nette entre 2004 et 2007. Une partie de cette amélioration est marquée notamment par l'arrivée d'un taxon indicateur – le genre *Mystacides*, famille des Leptoceridae, Trichoptères à fourreau – qui était absent en 2004 et qui est maintenant présent dans les trois étangs, la Woluwe et le ruisseau du Rouge Cloître.

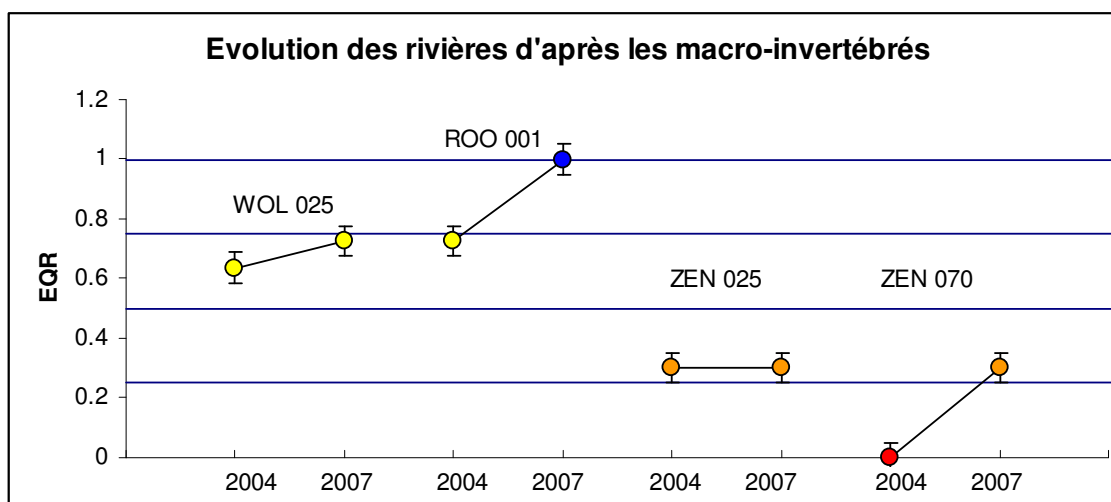


Figure 5-2 : évolution de la qualité écologique des rivières entre 2004 et 2007 d'après les macro-invertébrés (les barres d'erreur représentent les intervalles de fiabilité définis théoriquement).

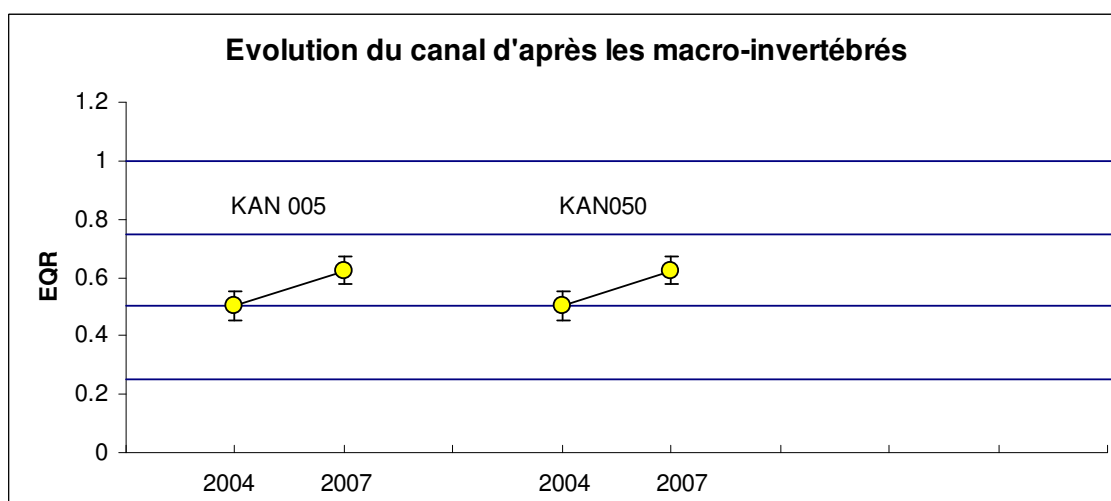


Figure 5-3 : évolution de la qualité écologique du canal entre 2004 et 2007 d'après les macro-invertébrés (les barres d'erreur représentent les intervalles de fiabilité définis théoriquement).

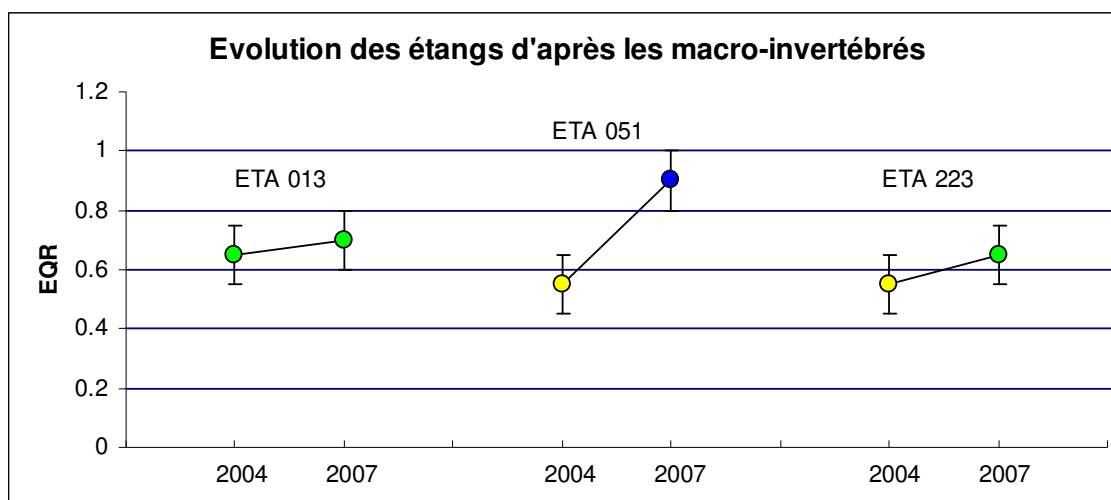


Figure 5-4 : évolution de la qualité écologique des étangs entre 2004 et 2007 d'après les macro-invertébrés (les barres d'erreur représentent les intervalles de fiabilité définis théoriquement).

5.7.11 Recommandation à l'attention des gestionnaires.

Les rivières : la gestion doit prioritairement viser à poursuivre la réduction de la pollution organique. Une amélioration supplémentaire pourrait être obtenue

- en limitant le nombre d'arbres dont les branches surplombent le cours d'eau (diminution de la quantité de feuilles mortes arrivant dans le cours d'eau)
- en rendant plus hétérogène la vitesse du courant : dans la limite imposée par la protection contre les inondations, l'introduction de quelques obstacles en un endroit lumineux du cours d'eau permettrait de recréer des habitats qui sont actuellement absents ou rares
- Remarque à propos de la Senne : une population très dense de larves de chironomes s'est développée dans la Senne à l'entrée de la Région et ce sera probablement le cas aussi à la sortie de la région dans un avenir proche (l'espèce est déjà présente mais en faible densité). Ce sont les larves d'un insecte qui ressemble à s'y méprendre à un moustique (mais qui ne pique pas) et qui pourrait incommoder les riverains de la rivière. Cette population passera par un maximum (c'est probablement le cas actuellement à l'entrée de la Région) et si le processus de dépollution se poursuit, cette population diminuera par la suite. Ces insectes ne représentent aucun danger, il n'y a donc pas lieu d'intervenir (il est toutefois prudent de vérifier, en cas de plainte, s'il ne s'agit pas d'un vrai moustique !)

Le canal : la gestion doit prioritairement viser à réduire la pollution organique. Cette seule amélioration devrait permettre d'atteindre le bon état en ce qui concerne les macro-invertébrés. Nous avons constaté en 2004 et en 2007 que la température du canal était plus élevée (3 °C) à la sortie de la Région qu'à l'entrée ; ceci ne semble toutefois pas avoir eu de forte influence sur les macro-invertébrés. Etant donnée la fonction du canal, il semble difficile d'effectuer une autre gestion pour améliorer sa qualité écologique.

Les étangs : la gestion déjà effectuée (limitation des oiseaux d'eau et mises à sec en hiver) a donné une amélioration significative. Il faut poursuivre ce type de gestion. Une amélioration

supplémentaire pourrait être obtenue en limitant le nombre d'arbres dont les branches surplombent l'eau (diminution de la quantité de feuilles mortes arrivant dans l'étang)

Remarque particulière concernant le grand étang de Boitsfort : il serait opportun de pratiquer un ou deux fauchages annuels (avec exportation des produits de fauche) des plantes nitrophiles qui ont envahi l'espace entre la berge de l'étang et la rue du Silex.

5.8 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 M. Wim Gabriels pour nous avoir communiqué l'abstract de la publication prochaine du MMIF.

Nous sommes reconnaissants à nos collègues de la VUB, à ceux du service des pêches de l'INBO et aux responsables et gestionnaires de l'IBGE pour la bonne entente et les discussions stimulantes de nos réunions.

6. Vissen

(door: Jan Breine)

Het doel van de Kaderrichtlijn Water (EU Water Framework Directive, WFD, 2000) is om in alle Europese waters in 2015 een 'goede toestand' te bereiken. Voor de verschillende ecologische kwaliteitselementen werden beoordelingssystemen ontwikkeld zodat de toestand van de oppervlakte waters kan worden beoordeeld.

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. Daarenboven moet er voor elk type oppervlakte water en elk kwaliteitselement 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 onverstoorte staat. Verder dienen de typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten aanwezig te zijn en de leeftijdsopbouw mag slechts weinig tekenen van verstoring vertonen. Voor een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam wordt een maximaal en Goed Ecologisch Potentieel 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 metriecken, 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. De staalname methode voor rivieren en kanalen is onveranderd gebleven (CEN, 2002a, Van Tendeloo *et al.*, 2004) maar we hebben de gestandaardiseerde staalname methode voor meren lichtjes aangepast.

Tenslotte passen we de Index voor Biotische Integriteit Brussel (IBIB) voor het bepalen van de ecologische toestand toe op de recente gegevens. De IBIB waarden worden vergeleken met deze bekomen in 2004. In 2004 suggereerden we dat we de ontwikkelde IBIB mogelijk zou aangepast worden tengevolge van de interkalibratieoefening. Tot heden is deze oefening met Wallonië en Vlaanderen nog niet uitgevoerd.

6.1 Voor- en nadelen van vissen

We sommen de eigenschappen van vissen als biologisch kwaliteitselement hieronder op.

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 grootschalig 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 grote verscheidenheid van verstoring zowel in ruimte als 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 ingecalculeerd worden bij het beoordelen.

Eigenschappen van de staalname methodes

- Vissen kunnen 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.

6.2 Methodologie

6.2.1 Rivieren

Net zoals de andere kwaliteitselementen kunnen vissen op verschillende manieren gemonitord worden. CEN (2002a, 2002b) geven richtlijnen voor het bemonsteren met respectievelijk elektriciteit en kieuwnetten. Er zijn nog geen documenten voor het gebruik van fuiken en sleepnet verschenen. 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 onderheven aan elektrotaxis (aantrekking) en/of elektronarcose (verdooving). 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 vangsttechnieken 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) (Breine *et al.*, 2005). Naargelang de beoogde resultaten wordt een locatie één of tweemaal afgevist (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. In Van Tendeloo *et al.* (2004) stelden we voor om voor rivieren één methode te gebruiken. De maatlat voorgesteld in 2004 blijft hier ook van kracht. Dat laat ons ook toe om de resultaten bekomen tijdens beide campagnes te vergelijken.



Figuur 6-1. Elektrische afvissing uitgevoerd op de Zenne

6.2.2 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) combineerden 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.

We stellen voor om de methode beschreven zoals in Lock *et al.* (2007) toe te passen. Dat houdt in dat per hectare wateroppervlakte er 1 fuik gedurende twee dagen = 48 uur wordt geplaatst, met een minimum van 4 fuiken en een maximum van 10 fuiken per meer. Elektrisch wordt 15 % van de oeveromtrek bemonsterd, met een minimum van 1000 m en een maximum van 2000 m. Wanneer de omtrek minder dan 1000 m bedraagt, wordt de volledige omtrek bemonsterd.

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 gebruiken we de methode voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004). 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 gebruiken we twee technieken waarbij de resultaten worden gecombineerd.

6.2.3 Voorgestelde methode

6.2.3.1 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 6-1: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor doorwaadbare rivier (< 0.7 m diep).

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal 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 6-2: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor diepere rivieren (> 0.7 m diep).

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal 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

6.2.3.2 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.

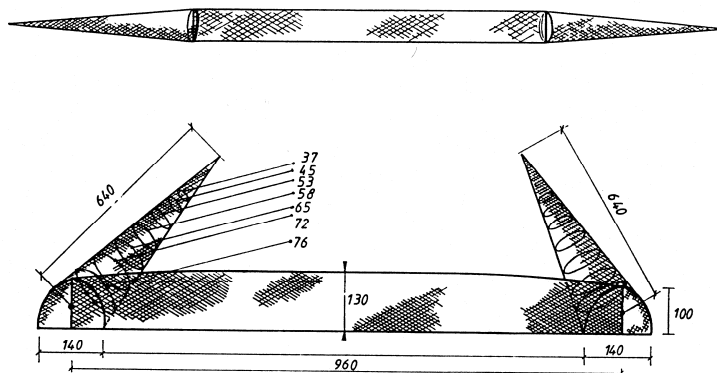
Methode

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 (Figuur 6-2) geplaatst voor een periode van 48 uur. De tijdsduur werd bepaald op basis van resultaten van Geraerts & 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 afgevisd wordt met één fuik is bepaald op 80 m².



Figuur 6-2: Illustratie dubbele schietfuik

6.2.3.3 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 INBO).

Methode

Elektrisch: langs de oever over een afstand van minimaal 15% van de totale omtrek, met een minimum van 1000 m. Er kan wadend of van op een boot gevestigd 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 wordt per hectare locatie een 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 gevestigd wordt in de periode maart-juni en/of september-oktober.

6.3 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; Miller *et al.*, 1988; Fausch *et al.*, 1990; Hugueny, 1990; Lyons *et al.*, 1995; Lyons *et al.*, 1996; Ganasan & Hughes, 1998; Hughes *et al.*, 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 omgerekend naar een Ecologische Kwaliteits Ratio (EQR) die tenslotte vertaald wordt naar een appreciatieklasse of integriteitklasse.

De som van de scores gedeeld door het aantal gebruikte metrieken geeft de index waarde (Tabel 6-3). De Ecological Quality Ratio wordt bekomen door de IBI score (Index voor Biotische Integriteit) om te zetten naar een schaal van 0 tot 1.

Tabel 6-3: Overzicht van de IBI scores en hun appreciatie (Belpaire et al., 2000), de aangepaste integriteitklassen (Breine et al., 2001, 2004), de EQR, de aangepaste EQR en de KRW kleurcode voor natuurlijke waters.

IBI scores	IBI appreciatie	Integriteitklasse (KRW)	EQR*	EQR aangepast	KRW kleurcode
>4.5-5	Uitstekend	Hoog	>0.9	>0.8	Blauw
>4-4.5	Zeer goed	Goed	>0.8-0.9	>0.6-0.8	Groen
>3.5-4	Goed		>0.7-0.8		
>3-3.5	Matig	Matig	>0.6-0.7	>0.4-0.6	Geel
>2.5-3	Kritisch		>0.5-0.6		
>2-2.5	Kritisch-slecht	Zwak	>0.4-0.5	≥0.2-0.4	Oranje
>1.5-2	Slecht		>0.3-0.4		
1-1.5	Zeer slecht		0.2-0.3		
0	Dood	Slecht	0	<0.2	Rood

De aangepaste EQR heeft gelijke intervallen tussen de kwaliteitklassen wat conform de KRW is.

De aangepaste EQR wordt berekend op basis van vorige EQR, hier voorgesteld als EQR*:

Indien $EQR^* \leq 0,2$ dan wordt de aangepaste EQR = 0.2

Indien $EQR^* \leq 0,5$ en > 0.2 dan wordt de aangepaste EQR = $0,2 + (EQR^* - 0,2) / (0,5 - 0,2) \times 0,2$

Indien $EQR^* \leq 0,7$ en > 0.5 dan wordt de aangepaste EQR = $0,4 + (EQR^* - 0,5) / (0,7 - 0,5) \times 0,2$

Indien $EQR^* \leq 0,9$; en > 0.7 dan wordt de aangepaste EQR = $0,4 + (EQR^* - 0,7) / (0,9 - 0,7) \times 0,2$

Indien $EQR^* \leq 1$ en > 0.9 dan wordt de aangepaste EQR = $0,8 + (EQR^* - 0,9) / (1 - 0,9) \times 0,2$

6.4 Referentietoestanden voor vissen

6.4.1 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 onverstoorte staat.
- de typespecificatie, 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 onverstoorte 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. In Breine *et al.* (2004) worden jaarklassen bepaald op basis van de lichaamslengte. 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.

Simoens *et al.* (2006) werden referentie lijsten opgesteld voor vissen per type waterloop.

6.4.2 De Zenne

Het stuk gelegen in het Brusselse Hoofdstedelijke Gewest behoort niet tot het getijde water. 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, biermpje (*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, biermpje, driedoornige stekelbaars, baars, zonnebaars (*Lepomis gibbosus*) en regenboogforel.

Op basis van de historische en actuele gegevens kunnen we grenswaarden voor de metrieke 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 metriecken. Simoens *et al.* (2006) geven een referentiesoortenlijst voor de grote rivieren maar maken geen onderscheid voor de GEP en MEP situatie.

De lijst van metriecken (Tabel 6-4) blijft onveranderd zoals voorgesteld in Triest *et al.* (2004).

Tabel 6-4: Metriecken 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 metriecken niet redundant zijn en goed reageren op verstoringen van diverse aard. Voor de beschrijving van de metriecken verwijzen we naar Van Tendeloo *et al.*, 2004. Onderstaande tabel geeft voor de Zenne de geselecteerde metriecken en grenswaarden weer.

Tabel 6-5: Metriecken 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

Op basis van de bekomen metriekscores kan men nu een totaalbeoordeling geven van de kwaliteit. We baseren ons op de grenswaarden voorgesteld in tabel 6-5 voor het toekennen van het waardeoordeel: verstoord, potentieel, referentie.

Tabel 6-6: 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
0	Dood

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.

6.4.3 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 overwelfing. Toch bevat de Woluwe nog mooie, quasi ongerepte, stukken.

Tabel 6-7: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe en Roodkloosterbeek (Type kleine beek). 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	<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

Gezien historische gegevens voor de Woluwe en de Roodkloosterbeek ontbreken hebben we ons in Van Tendeloo *et al.* (2004) gebaseerd op recente visdata. De geselecteerde metrieken en grenswaarden staan uitvoerig beschreven in Van Tendeloo *et al.* (2004).

De EQR en beoordeling wordt analoog uitgevoerd zoals voor de Zenne.

6.4.4 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).

Het kanaal is een kunstmatig waterlichaam en we behouden het maximaal ecologisch potentieel en de grenswaarden zoals bepaald in Van Tendeloo *et al.* (2004), zie Tabel 6-8.

Tabel 6-8: 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 6-6. Zoals reeds vermeld kan de status referentie hier niet bekomen worden en er wordt dus geen bovengrenswaarde toegekend aan maximaal potentieel.

6.4.5 De vijvers in het Woluwe park

De betrokken vijvers hebben een oppervlakte die kleiner is dan drie hectaren. Voor het bepalen van de visfauna in GEP en MEP situatie werd in 2004 informatie gebruikt uit 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. De beschrijving van de geselecteerde metriecken (Tabel 6-9) vindt u terug in Van Tendeloo *et al.*, 2004.

Tabel 6-9: Metriecken 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 6-6. 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.

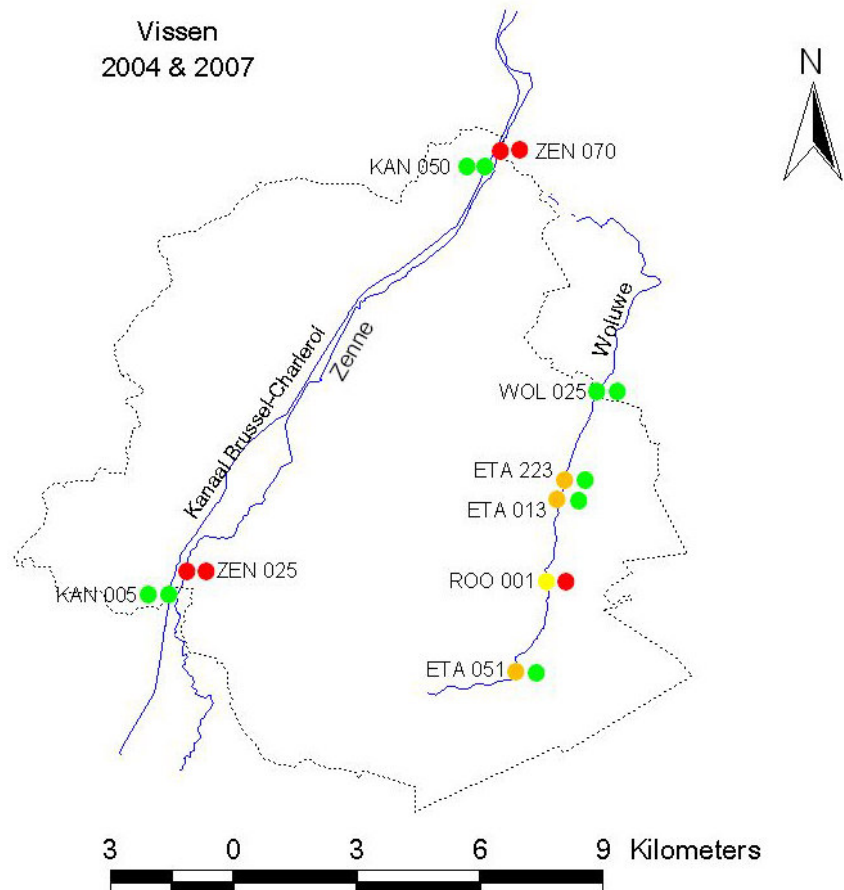
6.4.6 Besluit

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 (Van Tendeloo *et al.*, 2004). 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.

6.5 Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest.

In opdracht van het BIM werden op verschillende locaties in het Brussels Gewest visbestandopnames uitgevoerd (Tabel 6-10). De bekomen klassen worden weergegeven op kaart 6-1. De gebruikte technieken stemmen volledig overeen met deze tijdens de campagne in 2004. Ook de periode van vissen is in overeenstemming met deze van 2004.



Kaart 6-1: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement vissen. Legende: blauw = maximaal; groen= goed; geel= matig; oranje= ontoereikend; rood= slecht; grijs = niet van toepassing.

Tabel 6-10: 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

Tabel 6-11 geeft een overzicht van de specificaties van de afvissingen.

Op het kanaal werden twee technieken toegepast. Op 23 oktober 2007 werden beide locaties elektrisch afgevisd van op een boot (250 m linker en rechter oever, 2.5 m breed traject). De breedte is aangepast t.o.v. 2004, en daarom werden de resultaten van 2004 herberekend. 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 schietfuisen (22 m lang en 0.90 m diameter) voor een periode van 48 uur (23-25 oktober 2007).

Voor de vijvers werden vier fuisen (10 m lang en 0.5 m diameter) gebruikt voor een periode van 48 uur. Voor de analyses worden alle fuikvangsten verrekend tot resultaat per fuik per 24 uur (= 1 fuikdag). De vijver ETA223 werd niet elektrisch bemonsterd. De vijvers werden bemonsterd tussen 11 en 13 oktober.

De Woluwe en Roodkloosterbeek werden wadend bemonsterd op 2 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.

De Zenne werd op twee plaatsen bemonsterd door middel van elektrische visserij. De plaats in Brussel Noord werd iets verder stroomafwaarts bemonsterd dan het vooropgestelde Haren daar we op deze plaats de boot niet in het water kregen. Er werd gevist stroomafwaarts het viaduct van Vilvoorde nabij de Initial Hospital Services. In beide locaties werd met twee elektroden gevist over een afstand van 100 m langs beide oevers.

Tabel 6-11: Specificaties van de gebruikte technieken voor het afvissen.

Code	Datum	Aantal fuisen	Duur uren	Elektrisch	Afstand/breedte transect
KAN005	23-25/10/2007	4	48	EB2	250 m beide oevers/2.5 m
KAN050	23-25/10/2007	4	48	EB2	250 m beide oevers/2.5 m
ETA051	11-13/9/2007	4	48	EB2	984 m/2.5 m
ROO001	2/10/2007			EW2	100 m/3.3 m
ETA013	11-13/9/2007	4	48	EW2	1145 m/2.5 m
ETA223	11-13/9/2007	4	48		
WOL025/035	2/10/2007			EW2	100 m/3 m
ZEN025	23/7/2007			EB2	100 m beide oevers/2.5 m
ZEN070	23/7/2007			EB2	100 m beide oevers/2.5 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 en doorzicht. Het landgebruik in de onmiddellijke omgeving, natuurlijkheid van oevers, en habitatdiversiteit werden opgenomen in de biotoopkarakteristieken. (Tabel 6-12).

Tabel 6-12: Fysische en chemische parameters op het moment van de bemonstering.

Code	O ₂ (mg l ⁻¹)	O ₂ (%)	pH	T (°C)	Cond. (μScm ⁻¹)	Secchi (cm)	Habitat eigenschappen
KAN005	10.7	85.7	7.58	6.2	602	60	kunstmatig
KAN050	7.0	60.2	7.60	9.1	764	60	kunstmatig
ETA051	12.6	131.4	7.99	17.2	569		ondiep hypertroof
ROO001	9.3	90.0	7.80	13.7	552	30	sterk veranderd
ETA013	6.2	63.0	7.44	15.3	995		ondiep hypertroof
ETA223	5.0	49.8	7.4	15.2	668		ondiep hypertroof
WOL025/035	9.1	86.9	7.84	13.3	631	65	sterk veranderd
ZEN025	2.4		7.30	17.8	734		sterk veranderd
ZEN070	1.4		7.24	18.4	1488		sterk veranderd

In 2007 hebben we geen gegevens wat de turbiditeit betreft. Het doorzicht is niet merkbaar verschillend voor de kanalen, noch voor de Woluwe. De conductiviteit in de kanalen is lager dan in 2004 maar vergelijkbaar in grootte voor de Woluwe en Roodkloosterbeek. De geleidbaarheid in de Zenne is stroomafwaarts Brussel hoger dan in Anderlecht. Op het moment van de staalname was het zuiveringsstation Brussel Noord nog niet 100% operationeel, vandaar dat de gemeten zuurstofconcentratie ook laag is. De zuurstofconcentratie in de andere oppervlakte waters is vergelijkbaar met de resultaten van de vorige metingen. Wat de zuurheid betreft zijn er geen significante verschillen tussen de metingen van 2004 en deze van 2007. De temperatuur is vergelijkbaar behalve voor de kanalen. In 2004 was de watertemperatuur merkkelijk hoger dan in 2007, wat natuurlijk een invloed heeft op het vissucces.

Hieronder volgt nu een bespreking van de vangstresultaten, waarbij er ook een vergelijking wordt gemaakt met de resultaten van vorige campagne.

6.5.1 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.

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.

In 2004 werden in het kanaal nabij Anderlecht (binnenkomen Gewest KAN005) met de elektrische vangstmethode vier soorten gevangen met in totaal 160 individuen. In 2007 werden er meer soorten (6) gevangen maar beduidend minder exemplaren. Zoals reeds opgemerkt was de watertemperatuur in 2007 beduidend lager dan in 2004 en zullen de vissen minder bewegen. De fuikvansten in 2004 waren goed voor 105 individuen verdeeld over acht. In 2007 werden er slechts vijf soorten gevangen met 102 individuen. Blankvoorn werd in vergelijkbare grootte gevangen. Baars werd niet in 2004 gevangen. De soorten die nu

ontbreken zijn riviergrondel, pos, karper en gibel. In de tweede plaats nabij Haren (KAN050) werden er in 2007 met het elektrisch visapparaat tien individuen van baars gevangen terwijl in 2004 we slechts één blankvoorn exemplaar vingen. De fuiken vingen in 2004 meer soorten (8) en individuen (134) dan in de 2007 campagne respectievelijk 6 en 45. In 2007 ontbreken rietvoorn, pos en zeelt in de vangsten terwijl baars een nieuwkomer is.

Tabel 6-3: Resultaten elektrisch vissen 2004 & 2007: Het aantal individuen per soort per locatie.

Soort	2004		2007	
	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	1	153	0	30
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	1
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	0	3	10	4
Winde, <i>Leuciscus idus</i>	0	0	0	3
Serpeling, <i>Leuciscus leuciscus</i>	0	0	0	1
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	0	3	0	0
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	0	1	0	1

Tabel 6-14: Resultaten fuik vangsten 2004 & 2007: Het totaal aantal individuen per soort per locatie.

Soort	2004		2007	
	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen	KAN050 # individuen	KAN005 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	70	65	12	77
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	20	0	19	5
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	0	2	0	0
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	4	1	2	2
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	12	0	0	0
Pos, <i>Gymnocephalus cernuus</i>	11	5	0	0
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	12	10	8	3
Karper, <i>Cyprinus carpio</i>	4	2	2	0
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	1	0	0	0
Kolblei, <i>Blicca bjoerkna</i>	0	19	0	15
Gibel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	0	1	2	0

6.5.2 Woluwe

In 2004 werden er wel meer individuen gevangen. Dat was te wijten aan het bijzonder hoog aantal driedoornige stekelbaars. In 2007 werden er meer blankvoorn, baars, rietvoorn, bittervoorn en gibel gevangen. Daarenboven is de diversiteit met twee soorten toegenomen nl. brasem en karper. Snoek hebben we ditmaal echter niet kunnen vangen.

Tabel 6-15: Resultaten elektrisch vissen 2004 & 2007: Het aantal individuen per soort

Soort	2004	2007
	WOL025/035 # individuen	WOL025/035 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	42	45
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	5	23
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	109	91
Snoek, <i>Esox lucius</i>	2	0
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	6
Driedoornige stekelbaars, <i>Gasterosteus aculeatus</i>	823	28
Bittervoorn, <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	15	104
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	2	1
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	3	14
Brasem, <i>Abramis brama</i>	0	5
Karper, <i>Cyprinus carpio</i>	0	1

6.5.3 Roodkloosterbeek

Tabel 6-16: Resultaten elektrisch vissen 2004 & 2007: Het aantal individuen per soort

Soort	2004	2007
	ROO001 # individuen	ROO001 # individuen
Riviergrondel, <i>Gobio gobio</i>	6	50
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	2	0
Brasem, <i>Abramis brama</i>	0	1
Meerval, <i>Silurus glanis</i>	3	0

In 2004 duiden de resultaten op een verstoring van de beek. Er werden slechts drie soorten gevangen met een zeer laag aantal individuen (11). In 2007 is het niet veel beter gesteld met deze locatie. We vingen slechts twee soorten en het overwicht aan riviergrondel is ook een aanduiding van een verstoring. We hebben wel zwanemossels aangetroffen en Amerikaanse rivierkreeftjes.

6.5.4 Zenne

In 2004 werd er niet gevist in de Zenne gezien er geen visleven mogelijk was. Met het functioneren van Brussel Noord hadden we ondertussen al kunnen vaststellen dat de vuilvracht in de Zenne merkbaar was afgenomen. Twee locaties werden bemonsterd maar er werden nog geen vissen gevangen, alhoewel er zowel bovenstrooms als stroomafwaarts in Vlaanderen wel vis werd gevangen.

6.5.5 Vijvers

Hierbij merken we op dat de lange vijver van het Park van Woluwe (ETA013) werd drooggelegd in 2006 wat dus wel een effect heeft op het aanwezige visbestand. De vijver in het Bronnenpark werd enkel met fuiken bemonsterd daar na een gesprek met de opzichter ons duidelijk werd gemaakt dat we beter niet elektrisch zouden vissen. In deze vijver zou er graskarper en zeelt zijn uitgezet.

We kunnen enkel de fuikvangsten vergelijken waarbij we de resultaten van zowel 2004 als 2007 omrekenen naar aantal individuen per fuikdag.

Tabel 6-17: Resultaten fuik vangsten 2004 & 2007: Het aantal individuen per soort per locatie per fuikdag

Soort	ETA013 # individuen		ETA051 # individuen		ETA223 # individuen	
	2004	2007	2004	2007	2004	2007
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	3	0	0	4.1	6	5.8
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	0	0.1	0	0.6	1	0.3
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	0.1	0	0.5	0	0
Bittervoorn, <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	0	0.8	0	0	0	0.1
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	0	0.3	0	0.8	2	0.3
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	5	2.9	7	0.8	10	0.8
Karper, <i>Cyprinus carpio</i>	0	0	0	0	3	0.1
Snoekbaars, <i>Sander lucioperca</i>	0	0	0	0	1	0.8
Kroeskarper, <i>Carassius carassius</i>	1	0	0	0	1	0
Brasem, <i>Abramis brama</i>	0	0	0	0	0	0.1
Kolblei, <i>Blicca bjoerkna</i>	0	0	0	0	0	0.1
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	0	0.1	0	0	0	0.4
Vetje, <i>Leucaspisus delineatus</i>	0	0.3	0	0	0	0
Snoek, <i>Esox lucius</i>	0	0.3	0	0	0	0

In de lange vijver van het Park van Woluwe (ETA013) werden in 2004 drie soorten gevangen terwijl er nu acht soorten werden gevangen. Gezien het verschil in vangstinspanning is het niet relevant om het aantal individuen te vergelijken. Het is wel opvallend dat er geen blankvoorn gevangen werd in 2007. In de grote vijver van Bosvoorde (ETA051) vingen we in 2004 enkel paling terwijl nu toch vijf soorten werden gevangen. In de vijver in het Bronnenpark (ETA223) vingen we in 2007 een lager aantal wat individuen per fuikdag betreft maar is het soortenaantal toegenomen van zeven naar tien. De resultaten van de elektrische afvissingen zijn hieronder in tabel 6-18 weergegeven.

Tabel 6-18: Resultaten elektrische vangsten 2007: Het aantal individuen per soort per locatie

Soort	ETA013 # individuen	ETA051 # individuen
Blankvoorn, <i>Rutilus rutilus</i>	0	177
Baars, <i>Perca fluviatilis</i>	1	148
Rietvoorn, <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	21	13
Bittervoorn, <i>Rhodeus sericeus amarus</i>	477	0
Zeelt, <i>Tinca tinca</i>	322	401
Paling, <i>Anguilla anguilla</i>	12	2
Giebel, <i>Carassius auratus gibelio</i>	22	0
Vetje, <i>Leucaspisus delineatus</i>	57	16
Snoek, <i>Esox lucius</i>	13	0

In de lange vijver van het Park van Woluwe (ETA013) vingen we acht soorten waarbij het hoge aantal bittervoorn en zeelt opvallend zijn. Ook met deze methode werd geen blankvoorn gevangen. In de grote vijver van Bosvoorde (ETA051) werden er zes soorten gevangen. Hier domineren zeelt maar ook blankvoorn en baars.

Voor het berekenen van de IBIB werden in kanalen en vijvers de vangstresultaten van beide methodes samen verrekend. De resultaten van 2004 en 2007 staan in tabel 6-19.

6.6 Overzicht van de beoordeling in 2004 en 2007

Tabel 6-19: Waarden van de index voor biotische integriteit, aangepaste EQR en de appreciatie 2004 en 2007.

Code	2004			2007		
	IBIB	EQR	Beoordeling	IBIB	EQR	Beoordeling
KAN005	1.80	0.60	GEP	2.00	0.66	GEP
KAN050	2.20	0.73	GEP	1.60	0.53	GEP
ETA051	1.75	0.35	Ontoereikend	2.50	0.73	GEP
ETA013	1.75	0.35	Ontoereikend	2.50	0.73	GEP
ETA223	1.00	0.20	Ontoereikend	1.80	0.51	GEP
ROO001	1.70	0.42	Matig	1.47	0.36	Slecht*
WOL025/035	2.75	0.64	GEP	2.57	0.69	GEP
ZEN025	-	-	-	0	0	Slecht (Dood)
ZEN070	-	-	-	0	0	Slecht (Dood)

GEP: Goed Ecologisch Potentieel

*ROO001 is slecht ondanks een EQR van 0.356 (omdat er slechts twee soorten werden gevangen).

Voor het kanaal is er qua appreciatie niets veranderd. Beide locaties blijven in een toestand van **‘Goed Ecologisch Potentieel’**. Voor de vijvers zien we een stijging naar **‘Goed Ecologisch Potentieel’**. De Roodkloosterbeek gaat achteruit van een **‘matige’** naar **‘slechte’** toestand. De Woluwe blijft zijn toestand van **‘Goed Ecologisch Potentieel’** behouden. De Zenne blijft in het Brusselse Gewest nog in een **‘slechte’** toestand zonder visleven.

7. Besluit

In de KRW wordt gevraagd om 5 kwaliteitselementen te monitoren: macrofyten, fyto-benthos, fytoplankton, macroinvertebraten en vissen. Voor elke van deze kwaliteitselementen wordt in dit rapport de staalnamemethode uit Van Tendeloo *et al.* (2004) voorgesteld en aangepast. De metingen volgens deze methode werden uitgevoerd in 2004 en 2007 en met elkaar vergeleken.

Voor de waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest moet niet de natuurlijke referentietoestand bepaald worden, maar wel het MEP aangezien het allemaal kunstmatige of sterk gewijzigde waterlichamen zijn. In dit rapport werd indien mogelijk toch ook de natuurlijke referentietoestand herhaald uit Van Tendeloo *et al.* (2004). 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 in 2004 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. In 2007 werd dit enkel voor het 'lage' potentieel uitgevoerd. 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 KRW 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.

7.1 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 fyto-benthos, 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. In 2007 werd in het stroomafwaarts gedeelte van het Bergoje Park een beginnende macrofytengroei waargenomen.

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' in 2004.

Dit betekent dat we volgens het one-out all-out principe dit monitoringspunt in de klasse '**matig**' plaatsen in 2004. Dit monitoringspunt voor waterflora de klasse 'matig', macro-invertebraten in de klasse 'matig' en voor de vissen in de klasse 'GEP' in 2007. Dit betekent dat we volgens het one-out all-out principe dit monitoringspunt in de klasse '**matig**' plaatsen in 2007.

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 waardoor de globale ecologische beoordeling '**matig**' is in 2004. Dezelfde kwaliteitselementen (fytobenthos, macro-invertebraten en vissen) vallen respectievelijk in de klasse '**matig**', '**MEP**' en '**slecht**' voor dit monitoringspunt in 2007. '**Slecht**' 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 in 2004.

In 2007 blijft de Woluwe aan Hof ter Musschen in de klasse '**matig**' maar evolueert de Roodkloosterbeek naar '**slecht**' omwille van de ecologische beoordeling voor vissen (slechts twee soorten vis).

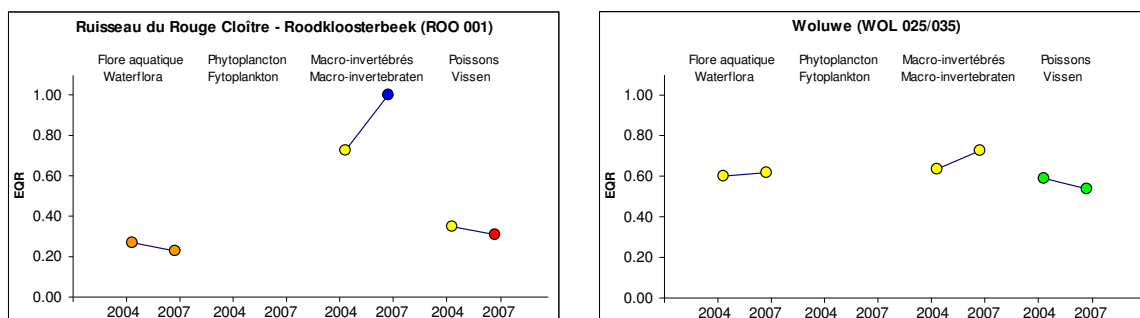


Figure 7-1 : Evolutive van de ecologische kwaliteit in 2004 en 2007.

7.2 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 fyto benthos), 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) in 2004. Dit zorgt voor deze kwaliteitselementen voor de klasse 'slecht'. Hoewel het fyto benthos 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**' in 2004.

In 2007 werden evenmin macrofyten of vissen aangetroffen (dus hiervoor geldt de klasse 'slecht'), maar wel een toename van de macro-invertebraten en van de IPS (fyto benthos) ter hoogte van het waterzuiveringsstation van Brussel Noord. Enkel het fyto benthos scoort 'ontoereikend', terwijl alle overige elementen de Zenne in de klasse 'slecht' plaatsen. Volgens het 'one-out all-out' principe geeft dit voor beide monitoringspunten op de Zenne de klasse '**slecht**' in 2007.

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**' in 2004 en in 2007. Dit was te wijten aan alle elementen die als 'slecht' scoorden behalve het fyto benthos.

De lichte verbetering die werd genoteerd voor het fyto benthos en de macro-invertebraten duidt op een mogelijke positieve trend maar was onvoldoende om in 2007 tot een andere ecologische beoordeling te komen dan '**slecht**'.

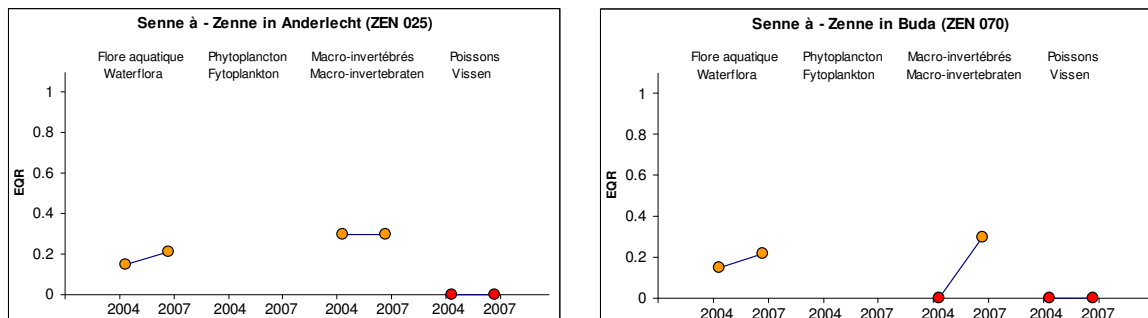


Figure 7-2 : Evolutie van de ecologische kwaliteit in 2004 en 2007.

7.3 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 in 2004. De beste klasse werd bekomen voor het kwaliteitselement 'vissen'. Hiervoor viel het Kanaal in de klasse 'Goed Ecologisch Potentieel'. 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 fyto-benthos en macrofyten is niet van toepassing. De uiteindelijke ecologische klasse voor het monitoringspunt te Anderlecht (KAN005) is dus **'ontoereikend'** en nabij Vilvoorde (KAN050) **'matig'** in 2004.

In 2007 werd de beste klasse opnieuw bekomen voor het kwaliteitselement 'vissen'. Hiervoor viel het Kanaal in de klasse 'Goed Ecologisch Potentieel'. Omdat de waarden voor het fyto-benthos schommelen tussen 'matig' en 'ontoereikend' en voor het fytoplankton en de macro-invertebraten 'matig' scoren, is de uiteindelijke ecologische klasse voor het monitoringspunt te Anderlecht (KAN005) **'matig'** en nabij Vilvoorde (KAN050) **'ontoereikend'** in 2007.

Hierbij moet wel opgemerkt worden dat er nog niet veel geweten is over het effect van de scheepvaart op het fyto-benthos. 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. Meer onderzoek is nodig over de klassen en klassegrenzen voor fyto-benthos, fytoplankton en macroinvertebraten in het Kanaal, omwille van de specifieke hydrologische toestand.

Het Kanaal wordt voor beide monitoringspunten (bij binnenkomen en verlaten van Brussels Hoofdstedelijk Gewest) in de klasse **'matig'** of **'ontoereikend'** geplaatst in 2004 en 2007, enkel omwille van het element fyto-benthos, ondanks de score 'matig' behaald voor fytoplankton en macro-invertebraten en het 'GEP' behaald voor het kwaliteitselement vissen.

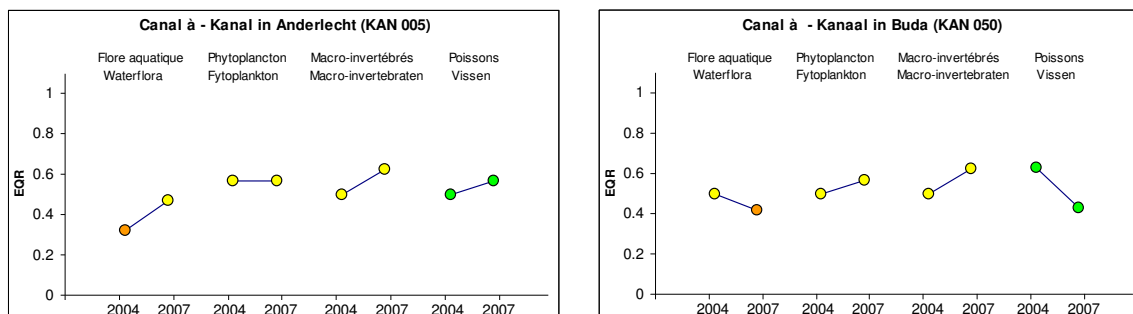


Figure 7-3 : Evolutie van de ecologische kwaliteit in 2004 en 2007.

7.4 Vijvers

De Grote vijver van Bosvoorde (ETA051), de Lange vijver van het Woluwepark (ETA013) en de vijver in het Terbronnenpark (ETA223) werden onderzocht. Voor deze waterlichamen is de organismegroep 'fytobenthos' niet van toepassing en wordt het kwaliteitselement 'waterflora' alleen bepaald door de macrofyten.

In 2004 geven de macro-invertebraten in de Lange vijver van het Woluwepark een goede beoordeling, voor de waterflora 'matig' en voor de vissen een 'ontoereikend', maar het fytoplankton bepaalt de klasse '**slecht**' voor deze vijver. 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 in de klasse goed. Bij deze vijver wordt de klasse '**ontoereikend**' bepaald door de vissen.

De **vijver van het Terbronnenpark** scoort 'matig' voor de macro-invertebraten maar heeft voor de overige kwaliteitselementen een score 'ontoereikend' (waterflora, fytoplankton, vissen) waardoor de uiteindelijke klasse wordt bepaald. Volgens het one-out all-out principe is de klasse '**ontoereikend**' dan ook de uiteindelijke score.

In 2007 is de situatie gewijzigd door de gunstige ontwikkelingen na biomanipulatie van de Grote vijver van Bosvoorde uitgevoerd in 2004 en reeds een neiging naar positief resultaat van de biomanipulatie van de Lange Vijver van het Woluwepark uitgevoerd in de winter van 2007, hetzelfde jaar als de monitoring.

In de **Lange vijver van het Woluwepark** geven de macro-invertebraten (GEP) en de vissen (GEP) een goede beoordeling, maar de waterflora en het fytoplankton een 'matig'. De beoordelingsmethode voor fytoplankton (van 'slecht' in 2004 naar 'matig' in 2007) is dus in staat om de verbeterde toestand na biomanipulatie weer te geven. Uiteindelijk bepaalt in deze vijver het fytoplankton en de waterflora de klasse '**matig**' ook omwille van het ontbreken van submerse macrofyten.

In de **Grote vijver van Bosvoorde** geven de macro-invertebraten (MEP), de waterflora (GEP), het fytoplankton (GEP) en de vissen (GEP) een goede beoordeling. De uiteindelijke klasse is dan ook het behalen van een '**Goed Ecologisch Potentieel**'.

De **vijver van het Terbronnenpark** heeft voor de vissen een score als 'GEP', voor de macro-invertebraten als GEP. Het fytoplankton evolueerde van 'ontoereikend' naar 'matig' door het uitblijven van cyanobacteriebloeien, maar de uiteindelijke klasse wordt bepaald door de waterflora (ontoereikend) omdat submerse macrofyten ontbreken. Volgens het one-out all-out principe is de klasse '**ontoereikend**' dan ook de uiteindelijke score.

In 2004 scoorden de Lange vijver van het Woluwepark in de klasse '**slecht**', de Grote vijver van Bosvoorde in de klasse '**ontoereikend**' en de vijver in het Terbronnenpark in de klasse '**ontoereikend**'.

In 2007 scoort de Lange vijver van het Woluwepark in de klasse '**matig**', de Grote vijver van Bosvoorde in de klasse '**Goed Ecologisch Potentieel**' en de vijver in het Terbronnenpark in de klasse '**ontoereikend**'.

7.5 Impact van het waterzuiveringsstation Zuid en Noord op de ecologische kwaliteit van de Zenne

Bij een vergelijking van de monitoring in 2004 en 2007 blijft de Zenne globaal in de beoordelingsklasse ‘slecht’ en duidt enkel het element fytobenthos op een ‘ontoereikende’ ecologische kwaliteit i.p.v. een slechte.

Niettemin zijn er aanwijzingen dat de ingebruikname van de zuiveringsstations een trend inzet naar verbetering van de ecologische kwaliteit voor volgende biologische elementen:

- Fytobenthos: een lichte verbetering van de IPS waarden (minder algemene pollutie) maar een drastische verbetering van de TDI waarden (lagere trofische vervuiling)
- Macroinvertebraten: een lichte verbetering van de IBGN in Brussel Zuid en voor het eerst terug de waarneming van dierlijk leven (1 soort chironomide larven)

Wat betreft de macrofyten (1 soort fonteinkruid is reeds massaal aanwezig ten zuiden van het Gewest) die kunnen terugkeren en de vissen (in 2007 reeds leven genoteerd in meest stroomafwaarts gedeelte van de Zenne) zijn er in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest geen aanwijzingen van leven in de Zenne in september-oktober 2007.

Men kan verwachten dat een trend naar verbetering van de indices voor fytobenthos en voor macroinvertebraten is ingezet in 2007, maar een aantoonbare detectie van significante verbetering vereist een veel nauwkeurigere opvolging dan een driejaarlijkse monitoring. Het is noodzakelijk om een maandelijks monitoring van de diatomeeën en een zes-maandelijks monitoring van de macroinvertebraten uit te voeren om een trendanalyse over meerdere jaren, na ingebruikname van de zuiveringsstations, wetenschappelijk en statistisch te onderbouwen.

De monitoring naar een verbetering van de ecologische kwaliteit in de Zenne is een unieke opportuniteit, zowel voor het wetenschappelijk onderzoek als voor het beleid dat haar grote investeringen kan valoriseren op ecologisch vlak binnen de context van de EU-kaderrichtlijn ‘Water’ en het behalen van een ‘Goed Ecologisch Potentieel’ in 2015.

7.6 Mogelijkheden om een GEP (Goed Ecologisch Potentieel) te behalen in waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest

Aan de hand van de resultaten uit dit onderzoek kunnen we ook aanbevelingen geven voor het bereiken van het goed / maximaal ecologisch potentieel in de verschillende waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk gewest.

Macrofyten

Ingrepen zoals het verminderen van beschaduwing door uitdunning van aaneengesloten bomenrijen langs de oevers van de Woluwe en de Roodkloosterbeek en het tegengaan van verruiging van de bermen kunnen leiden tot een hogere EQR en het behalen van een GEP.

Specifiek voor de Zenne is te verwachten dat één submerse macrofyt kan herkoloniseren op korte termijn en dat een aangepast oever en bermbeheer in de open zones kan leiden tot een verhoging van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten. Het actief biologisch beheer van de vijvers heeft reeds sterk verbeterde EQR resultaten getoond en een beheer gericht op de terugkeer van submerse macrofyten en van populaties met kwelindicatoren aan de oever zal leiden tot het behalen van het goed/maximaal ecologisch potentieel voor het kwaliteitselement macrofyten.

Diatomeeën

Voor de verhoging van de EQR in de Woluwe rivier en de Roodkloosterbeek is een verbetering van de waterkwaliteit van de vijvers (vooral deze van het doorstroom type) nodig en raden we ook aan om de rechtstreekse invloed van de vijvers te verminderen. Het fyto-benthos zal een belangrijk te monitoren kwaliteitselement zijn voor de bepaling van lange termijn trends in de Zenne en het Kanaal.

Fytoplankton

Het actief biologisch beheer van de vijvers heeft reeds sterk verbeterde EQR resultaten getoond en een beheer gericht op de terugkeer van een heldere toestand zonder bloei van cyanobacteriën zal leiden tot het behalen van het goed/maximaal ecologisch potentieel voor het kwaliteitselement fytoplankton in de vijvers. Het Maximum Ecologisch Potentieel voor het kanaal moet nog onderzocht worden, meer bepaald de aanpassing van grenswaarden voor de kwaliteitsklassen.

Macro-invertebraten

Voor de verhoging van de EQR is het noodzakelijk de organische vervuiling te reduceren in alle waterlichamen. Een verbetering van de EQR in de waterlopen kan ook bekomen worden door het beperken van het aantal overhangende bomen omwille van het bladval, door het verhogen van de heterogeniteit in stroomsnelheden. Voor de vijvers wordt specifiek aangeraden om ook de overhangende bomen te verwijderen en vooral deze met dode stammen of takken in het water. Het recente vijverbeheer heeft reeds voor een verbetering gezorgd door de droogleggingen en visverwijdering. Vermindering van het aantal vogels zal ook leiden tot een verhoogde EQR.

Vissen

Een verhoging van het EQR in de waters wordt in de hand gewerkt door een goede waterkwaliteit. Deze kwaliteit wordt verzekerd door het voorkomen van lozingen. De zuurstofconcentratie is een limiterende factor voor het visleven en wordt door lozingen negatief beïnvloed. In een tweede instantie zal het wegwerken van migratiebarrières en het meer natuurlijk maken van de oevers een positieve invloed hebben op het aanwezige visbestand enerzijds en ook toelaten dat nieuwe soorten zich introduceren. In de vijvers zal net zoals voor het fytoplankton een betere EQR bekomen worden dankzij actief biologisch beheer. Dat houdt onder andere in dat exotische soorten geweerd of verwijderd worden en dat er gestreefd wordt naar de verwezenlijking van een zo natuurlijk en gediversifieerd mogelijk habitat.

Tabel 7-1: Samenvattende tabel van alle verkregen klassen 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.

2004	Beoordeling methode	WOL025	ROO001	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	te verbeteren	matig	NVT	slecht	slecht	NVT	NVT	matig	matig	ontoereikend
Fytobenthos	te valideren	matig	matig	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend	matig	NVT	NVT	NVT
Waterflora		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	matig	matig	matig	ontoereikend
Fytoplankton	te verbeteren	NVT	NVT	NVT	NVT	matig	matig	slecht	GEP	ontoereikend
	Stromen: definitief									
	Vijvers: te valideren									
Macroinvertebraten	te valideren	matig	matig	ontoereikend	slecht	matig	matig	GEP	matig	matig
Vissen	te valideren	GEP	matig	niet gemeten	niet gemeten	GEP	GEP	ontoereikend	ontoereikend	ontoereikend
Ecologische kwaliteit		matig	matig	slecht	slecht	ontoereikend	matig	slecht	ontoereikend	ontoereikend

2007	Beoordeling methode	WOL025	ROO001	ZEN025	ZEN070	KAN005	KAN050	ETA013	ETA051	ETA223
Macrofyten	te verbeteren	matig	NVT	slecht	slecht	NVT	NVT	matig	GEP	ontoereikend
Fytobenthos	te valideren	matig	matig	ontoereikend	matig	matig	ontoereikend	NVT	NVT	NVT
Waterflora		matig	matig	slecht	slecht	matig	ontoereikend	matig	GEP	ontoereikend
Fytoplankton	te verbeteren	NVT	NVT	NVT	NVT	matig	matig	matig	GEP	matig
	Stromen: definitief									
	Vijvers: te valideren									
Macroinvertebraten	te valideren	matig	MEP	ontoereikend	ontoereikend	matig	matig	GEP	MEP	GEP
Vissen	te valideren	GEP	slecht	slecht (dood)	slecht (dood)	GEP	GEP	GEP	GEP	GEP
Ecologische kwaliteit		matig	slecht	slecht	slecht	matig	ontoereikend	matig	GEP	ontoereikend

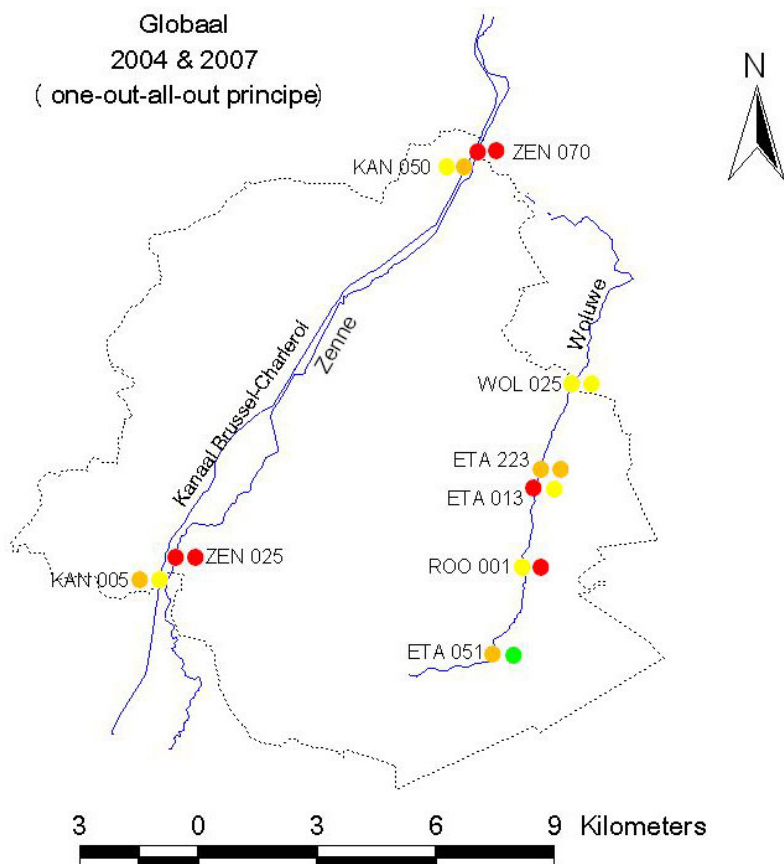
Legende kleuren:

- MEP (Maximum ecologisch potentieel)
- GEP (Goed ecologisch potentieel)
- 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	Oudergem
ROO001	Roodkloosterbeek	
ETA013	Lange vijver Woluwepark	
ETA223	Bronnenpark	Hof ter Musschen
WOL 025	Woluwe	

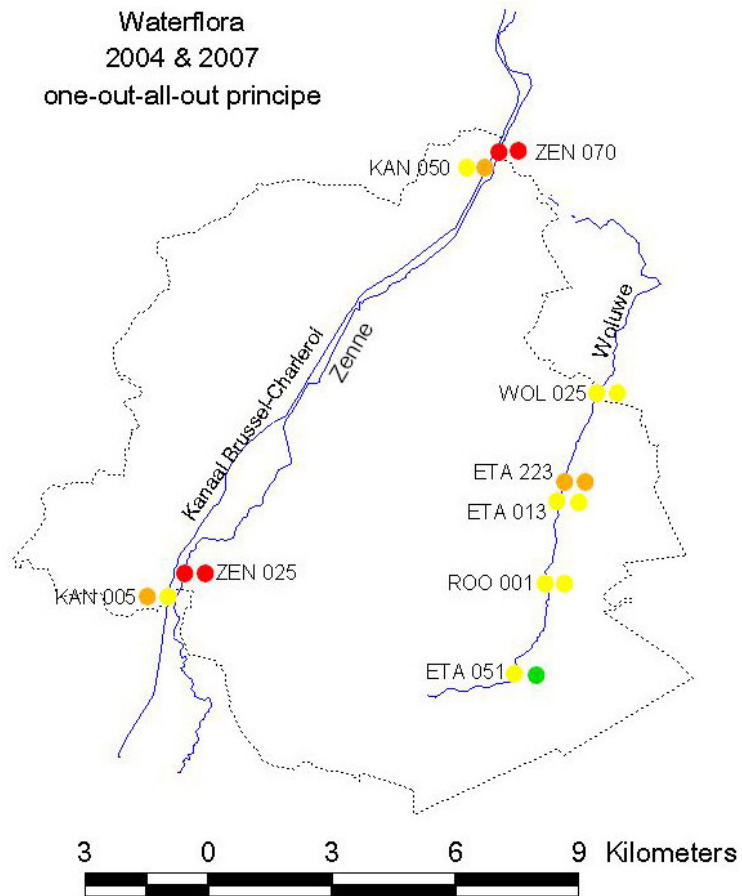
Overzichtskaart



Kaart 7-1: Overzichtskaart bekomen klassen na combinatie van de kwaliteitselementen voor de verschillende waterlichamen .

Waterflora

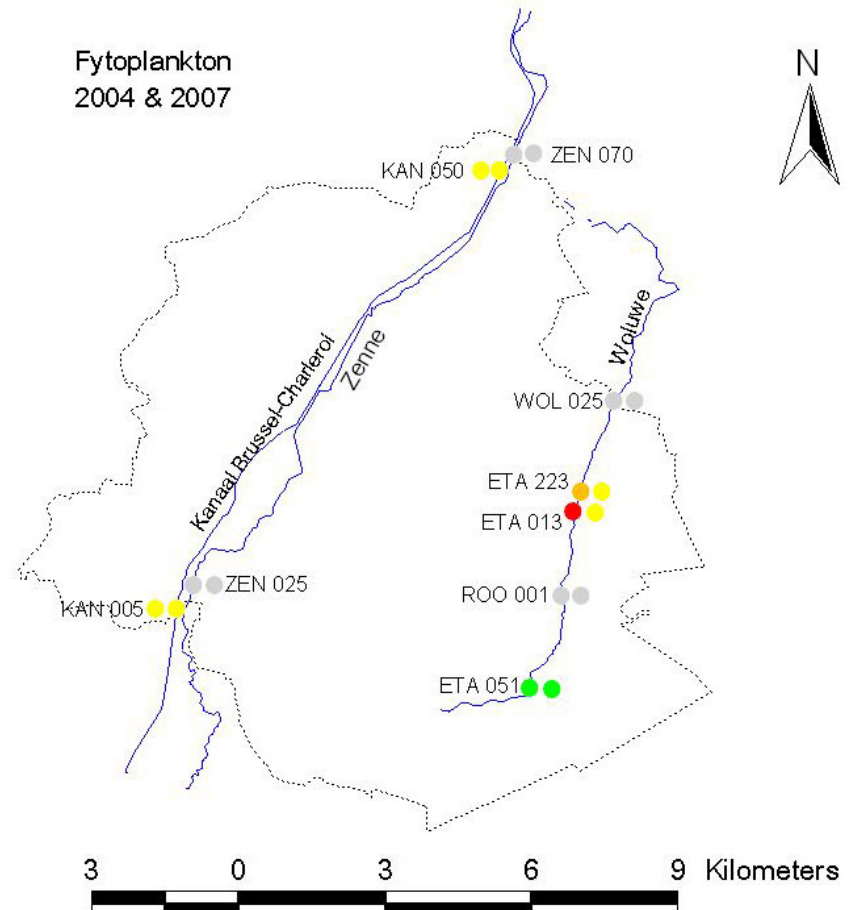
Waterflora
2004 & 2007
one-out-all-out principe



Kaart 7-2: Overzichtskaart bekomen klassen voor waterflora (macrofyten + fyto-benthos) t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

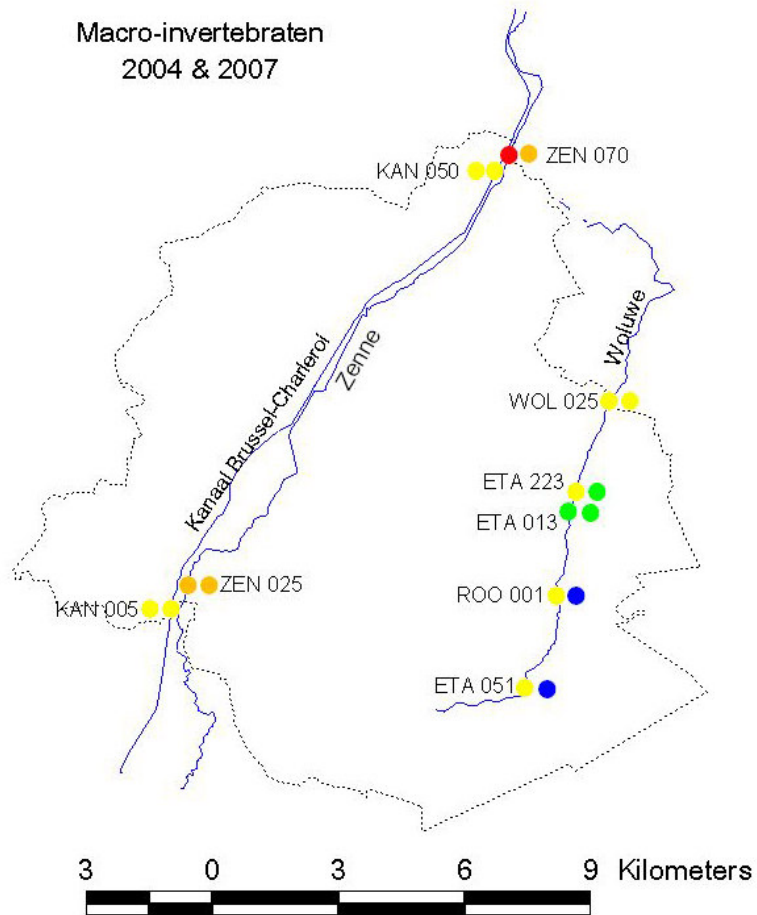
Fytoplankton

Fytoplankton
2004 & 2007



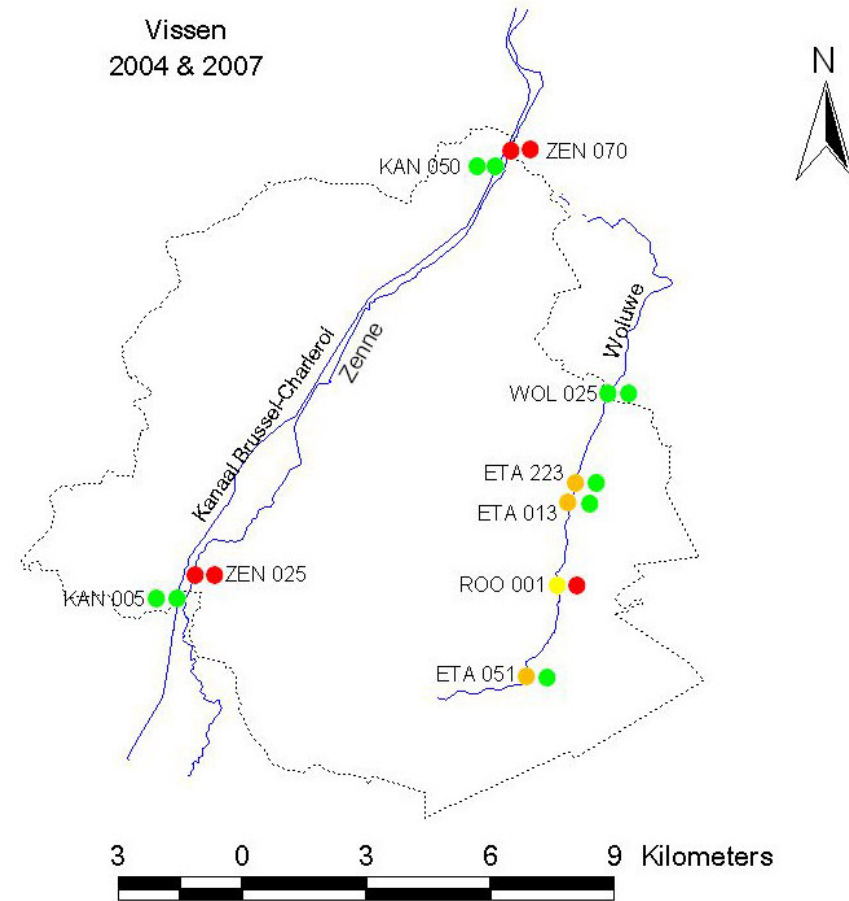
Kaart 7-3: Overzichtskaart bekomen klassen voor fytoplankton t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

Macro-invertebraten



Kaart 7-4: Overzichtskaart bekomen klassen voor macro-invertebraten t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

Vissen



Kaart 7-5: Overzichtskaart bekomen klassen voor vissen t.o.v. 'laag' potentieel voor de verschillende waterlichamen.

8. 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. Petrere 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., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F., 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. *Hydrobiologia*, 434: 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.

- Breine, J., Simoens, I., Haidvogel, G., Melcher, A., Pont, D., Schmutz, S. & the FAME CONSORTIUM, 2005. Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, Januari 2005. 81 pp
- 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/TC 230/WG 2/TG 4 N 27. Work Item 230116, prEN 14011, 14 pp.
- CEN document, 2002b. Water analysis, sampling of fish with gillnets CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 28. Work Item 230172, 20 pp
- 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.*, tII, 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 periphyton 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.emanrese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/phytoplankton/phyto_fre_sh_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 bentische 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. *Cybiuim*, 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 diagnostic 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 macro-invertébrés 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. KRW-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. Mollenhauer (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. Mollenhauer (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. Mollenhauer (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. Mollenhauer (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.
- Lock K., Van Wichelen J., Packet J., Simoens I., Van Looy K., Louette G., Warmoes T. & L. Denys, 2007. Bepalen van het maximaal en het Goed Ecologisch Potentieel, alsook de huidige toestand, voor een aantal Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die

- vergelijkbaar zijn met de categorie meren. Deel 1. Rapport studieopdracht: VMM.AMO.KRW.ECOPOT-Meren. 218 pp.
- 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 assess 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., 1980. 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.
- Peretyatko, A., Teissier, S., Symoens, J.J. & Triest, L., 2007. Phytoplankton abundance and environmental factors in a gradient over sixteen clear to turbid shallow ponds from the Woluwe river catchment (Belgium). *Aquatic Conservation* 17 (6) : 584-601.
- 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. Torrissi, 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. & Belpaire, C., 2006. Monitoringsproject visfauna: Afleiden en beschrijven van systeemeigen referentieomstandigheden en/of maximaal ecologisch potentieel voor visgemeenschappen in elk Vlaams oppervlaktewaterlichaamstype, vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde beoordelingssystemen op basis van vismonitoring. Onderzoeksopdracht nr.: VMM.AMO.SCALDIT.VISII, 109 pp
- Simoens, I., Breine, J.J., Verreycken, H. & Belpaire, C., 2002. Fish stock assessment of Lake Schulen, 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. *Archivs für Hydrobiologie*. 7: 1-218.
- 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.

- Triest, L., Van Tendeloo, A., Breine, J., Belpaire, C., Josen, G. & Gosset, G. 2004. 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 190 pp; + bijlagen.
- 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. *Archivs 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 Tendeloo A., Foy T. & Triest L., 2006. Impact van de spatiale en temporele variabiliteit van de macrofyten en diatomeeën op de ophaling van het maximale ecologische potentieel van de Woluwe zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG. 63pp + 24pp annex.
- Van Tendeloo, A., Gosset, G., Breine, J., Belpaire, C., Josens, G. & Triest, L., 2004. Uitwerking van een ecologische-analyse methodologie voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in toepassing van de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG, 190 pp + annex 75 pp.
- 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.
- Van Thuyne, G., Beyens, J. & Belpaire, C. 1998. Visbestandopnames op de Laan. IBW.Wb.V.IR.99.72.

- Vanden Bossche, J.-P. & Usseglio-Polatera Ph., 2005. Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 551: 253-271.
- 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.
- 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.

Annexe 5-1 : Historique et principes des indices biocénotiques basés sur les macro-invertébrés

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

Elles ont abouti à la répartition des macro-invertébrés en classes de saprobicité ; celles-ci sont explicitement liées à l'oxygène dissous, à la teneur en matière organique facilement métabolisable, à la densité des bactéries et à la DBO₅ (voir tableau 5-23).

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

Tableau 5-23 : Classement des eaux naturelles dans le "Saprobiensystem" (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>Cloeon 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 O ₂ l ⁻¹			*3 : valeur maximale en mg O ₂ l ⁻¹

Des solutions à cet inconvénient ont été fournies par la mise au point des indices biotiques basés sur les macro-invertébrés 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,... selon les circonstances).

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.

Avantages et désavantages des macro-invertébrés.

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'eaux courantes ;	- Certaines espèces très exigeantes sont liées à des eaux rapides et des substrats érodés qui n'existent pas nécessairement dans les rivières de plaine ; les indices ne conviennent pas pour les eaux stagnantes
- 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.

Les groupes fonctionnels chez les macro-invertébrés.

La notion de groupe fonctionnel chez les macro-invertébrés 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 5-25 de l'annexe 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 5-24 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 n'avons pas défini de méthode propre à la Région bruxelloise, comme en 2004, nous avons utilisé celles qui sont utilisées en Belgique et qui ont été adaptées en Flandre et en Wallonie.

Tableau 5-24 : Caractéristiques biologiques et écologiques dominantes dans les groupes fonctionnels de macro-invertébrés (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 fouissement
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	β 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

Annexe 5-2: Définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique en Flandre et en Wallonie

Tout en pratiquant des échantillonnages assez semblables, la Flandre et la Wallonie ont mis au point des méthodes tout à fait distinctes pour utiliser les macro-invertébrés dans la définition des états de référence et des limites de classes de qualité écologique. Les deux systèmes sont appliqués dans cette étude. Le tableau 5-25 compare les niveaux d'identification requis et les taxons utilisés dans le système flamand et le système wallon, ainsi que ceux repris dans les groupes fonctionnels

Tableau 5-25 : Comparaison des niveaux d'identification requis et des nombres de taxons utilisés par les indices ou systèmes.

Groupes systématiques	IBGN, IBGA	MMIF	Groupes fonctionnels
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*

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 a été publié dans *Hydrobiologia* (Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, 2005).

Echantillonnage. Il est dérivé de l'IBGN (AFNOR 2004) 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 (2005).

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 5-25).

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 macro-invertébrés. Chacun de ces groupes sera considéré ensuite comme un type de masse d'eau. Les masses d'eau stagnantes (lacs, étangs) ne sont pas pris en compte.

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 5-26.

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' 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, 2005.

Tableau 5-26 : 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 seul 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' 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 5-27.

Tableau 5-27 : 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, 2005)

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 très bon potentiel
	≥ 10	≥ 10	Bon état ou bon potentiel
Groupe de	≥ 6		Etat de référence
Taxons indicateurs	≥ 6	≥ 6	Très bon état ou très bon potentiel
	≥ 4	≥ 4	Bon état ou bon potentiel
Classe de	≥ 9		Etat de référence
Diversité	≥ 9	≥ 9	Très bon état ou très bon potentiel
	≥ 7	≥ 7	Bon état ou bon potentiel

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

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, (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 5-25) 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 5-30.

Calcul d'indices : pour rappel, le tableau 5-29 donne les critères utilisés pour calculer l'indice biotique belge. Toutefois, 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 tableau 5-30) ;
- 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 5-28. 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 flamand. 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 un EQR compris 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 5-28 : Etats de référence et limites inférieures des classes pour la conversion des indices en scores dans le système de la Région flamande (MMIF) 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

Tableau 5-29 : Calcul de l'indice biotique belge NBN T92-402 (IBN/BIN, 1984, avec mise à jour d'après Gabriels et al., sous presse).

Classe			Nombre de taxons dans l'inventaire				
De tolérance	Groupes indicateurs	*a	< 2	2 - 5	6 – 10	11-15	> 15
1	Plécoptères, Heptageniidae	≥2 1	- 5	7 6	8 7	9 8	10 9
2	Trichoptères à fourreau	≥2 1	- 5	6 5	7 6	8 7	9 8
3	Ancylidae, <i>Acroloxus</i> , Ephéméroptères (sauf Heptageniidae)	>2 1-2	- 3	5 4	6 5	7 6	8 7
4	Odonates, Gammaridae, <i>Aphelocheirus</i> , Mollusques (sauf Sphaeriidae, Ancylidae, <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.

Le tableau 5-30 ci-dessous répertorie

- les 152 taxons utilisés par l'IBGN pour la norme NF T90-350 (les noms en gras correspondent aux groupes indicateurs ; AFNOR, 2004) et
- les 223 taxons utilisés dans le calcul des indices de Flandre, accompagnés de leur coefficient de tolérance (Gabriels et al., 2004).
 - GI = Numéro de groupe indicateur de l'IBGN (du plus tolérant, 1, au plus exigeant, 9)
 - CT = coefficient de tolérance du rapport de Gabriels et al. (2004) (du plus tolérant, 1, au plus exigeant, 10)

Tableau 5-30 : Comparaison des listes de taxons utilisés dans les systèmes flamand et wallon

	Liste AFNOR	GI	Liste Flandre	CT
PORIFERA	SPONGIAIRES			
COELENTERATA	HYDROZOAIRES			
TURBELLARIA	Dendrocoelidae		<i>Bdellocephala</i>	5
			<i>Dendrocoelum</i>	5
	Dugesidae		<i>Dugesia</i>	5
	Planariidae		<i>Crenobia</i>	7
			<i>Phagocata</i>	5
			<i>Planaria</i>	6
			<i>Polycelis</i>	6
	NEMERTIENS			
	NEMATHELMINTHES			
POLYCHAETA			Ampharetidae	3
OLIGOCHAETA	OLIGOCHÈTES	1	Aelosomatidae	2

		Enchytraeidae	2
		Haplotaxidae	4
		Lumbricidae	2
		Lumbriculidae	2
		Naididae	5
		Tubificidae	1
ACHÈTES	1	Branchiobdellidae	2
HIRUDINEA		Erpobdellidae	4
		<i>Dina</i>	3
		<i>Erpobdella</i>	4
		<i>Trocheta</i>	4
		Hirudidae	4
		<i>Haemopsis</i>	4
		<i>Hirudo</i>	4
		Glossiphoniidae	4
		<i>Glossiphonia</i>	4
		<i>Haementeria</i>	4
		<i>Hemicleipsis</i>	4
		<i>Helobdella</i>	4
		<i>Theromyzon</i>	4
		Piscicolidae	4
		<i>Cystobranchus</i>	5
		<i>Piscicola</i>	5
MOLLUSCA		Ancylidae	7
2		<i>Ancylus</i>	7
GASTROPODA		Acroloxidae	6
		<i>Acroloxus</i>	5
		Bithyniidae	7
		<i>Bithynia</i>	7
		Ferrissiidae	8
		<i>Ferrissia</i>	5
		Hydrobiidae	6
		<i>Bythinella</i>	6
		<i>Marstoniopsis</i>	6
		<i>Lithoglyphus</i>	6
		<i>Potamopyrgus</i>	5
		<i>Pseudamnicola</i>	5
		Lymnaeidae	5
		<i>Lymnaea</i>	7
		<i>Myxas</i>	7
		Neritidae	7
		<i>Theodoxus</i>	6
		Physidae	5
		<i>Aplexa</i>	5
		<i>Physa</i>	3
		<i>Physella</i>	5
		Planorbidae	6
		<i>Anisus</i>	6
		<i>Armiger</i>	5
		<i>Bathyomphalus</i>	6
		<i>Gyraulus</i>	6
		<i>Hippeutis</i>	5
		<i>Planorbarius</i>	6
		<i>Planorbis</i>	6
		<i>Segmentina</i>	6
		Valvatidae	6
		<i>Valvata</i>	6
		Viviparidae	5
		<i>Viviparus</i>	5
BIVALVIA		Corbiculidae	10
		<i>Corbicula</i>	5
		Dreissenidae	5
		<i>Dreissena</i>	10
		Margaritiferidae	4
		<i>Margaritifera</i>	4
		Sphaeriidae	4
		<i>Pisidium</i>	4

		<i>Sphaerium</i>	4
	Unionidae	<i>Anodonta</i>	6
		<i>Pseudanodonta</i>	6
		<i>Unio</i>	6
ACARI	HYDRACARIENS	Hydracarina	5
CRUSTACEA	BRANCHIOPODES	Chirocephalidae	6
		Leptestheriidae	6
		Limnadiidae	6
		Triopsidae	6
		Argulidae	5
MYSIDACEA		Mysidae	5
AMPHIPODA	Corophiidae	Corophiidae	5
	Crangonyctidae	Crangonyctidae	4
	Gammaridae 2	Gammaridae	5
		Janiridae	5
	Niphargidae		
		Sphaeromatidae	4
	Talitridae	Talitridae	5
ISOPODA	Asellidae 1	Asellidae	4
DECAPODA	Astacidae	Astacidae	8
	Atyidae	Atyidae	7
	Cambaridae	Cambaridae	6
	Grapsidae	Grapsidae	4
		Palaemonidae	5
	Potamonidae		
EPHEMEROPTERA	Ameletidae		
	Baetidae 2	<i>Baetis</i>	6
		<i>Centroptilum</i>	7
		<i>Cloeon</i>	6
		<i>Proclaeon</i>	7
	Caenidae 2	<i>Brachycercus</i>	7
		<i>Caenis</i>	6
	Ephemeridae 6	<i>Ephemera</i>	8
	Ephemerellidae 3	<i>Ephemerella</i>	8
	Heptageniidae 5	<i>Ecdyonurus</i>	9
		<i>Epeorus</i>	10
		<i>Heptagenia</i>	10
		<i>Rhitrogena</i>	10
	Isonychiidae		
	Leptophlebiidae 7	<i>Habroleptoides</i>	8
		<i>Habrophlebia</i>	8
		<i>Leptophlebia</i>	8
		<i>Paraleptophlebia</i>	8
	Neophemeridae		
	Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i>	7
	Polymitarcidae 5	<i>Ephoron</i>	9
	Potamanthidae 5	<i>Potamanthus</i>	8

ODONATA	Prosopistomatidae		
	Siphonuridae	<i>Isonychia</i>	7
		<i>Metreletus</i>	7
		<i>Siphonurus</i>	7
	Aeschnidae	<i>Aeshna</i>	6
		<i>Anax</i>	6
		<i>Brachytron</i>	7
	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	8
	Coenagrionidae	<i>Cercion</i>	7
		<i>Ceriagrion</i>	7
		<i>Coenagrion</i>	6
		<i>Enallagma</i>	7
		<i>Erythromma</i>	7
		<i>Ischnura</i>	6
		<i>Nehalennia</i>	7
		<i>Pyrrhosoma</i>	7
	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	9
	Corduliidae	<i>Cordulia</i>	7
		<i>Epithea</i>	7
		<i>Oxygastra</i>	7
		<i>Somatochlora</i>	7
	Gomphidae	<i>Gomphus</i>	7
		<i>Onychogomphus</i>	7
		<i>Ophiogomphus</i>	7
	Lestidae	<i>Lestes</i>	7
		<i>Sympecma</i>	7
	Libellulidae	<i>Crocothemis</i>	7
		<i>Leucorrhinia</i>	7
		<i>Libellula</i>	7
		<i>Orthetrum</i>	7
		<i>Sympetrum</i>	7
PLECOPTERA	Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	7
	Capniidae	8 <i>Capnia</i>	10
	Chloroperlidae	9 <i>Chloroperla</i>	10
	Leuctridae	7 <i>Leuctra</i>	9
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i>	9
		<i>Nemoura</i>	8
		<i>Nemurella</i>	8
		<i>Protonemura</i>	9
	Perlidae	<i>Dinocras</i>	10
		<i>Marthamea</i>	10
		<i>Perla</i>	10
	Perlodidae	<i>Isogenus</i>	10
		<i>Isoperla</i>	10
		<i>Perlodes</i>	10
	Taeniopterygidae	<i>Brachyptera</i>	10
		<i>Rhabdiopteryx</i>	10
		<i>Taeniopteryx</i>	10
HEMIPTERA	Aphelecheiridae	3 <i>Aphelecheirus</i>	8

NEUROPTERA	Corixidae	<i>Arctocorisa</i>	5
		<i>Callicorixa</i>	5
		<i>Corixa</i>	5
		<i>Cymatia</i>	6
		<i>Glaenocorisa</i>	5
		<i>Hesperocorixa</i>	5
		<i>Micronecta</i>	6
		<i>Paracorixa</i>	5
		<i>Sigara</i>	5
	Gerridae	<i>Gerris</i>	6
	Hebridae	<i>Hebrus</i>	6
	Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	6
	Naucoridae	<i>Ilyocoris</i>	5
		<i>Naucoris</i>	6
	Nepidae	<i>Nepa</i>	6
		<i>Ranatra</i>	6
	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	5
	Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>	6
	Pleidae	<i>Plea</i>	6
	Veliidae	<i>Microvelia</i>	7
		<i>Velia</i>	7
MEGALOPTERA	Neurorthidae		
	Osmylidae		
	Sisyridae		
COLEOPTERA	Sialidae	<i>Sialis</i>	5
	Curculionidae		
	Chrysomelidae		
	Dryopidae	Dryopidae	6
	Dytiscidae	Dytiscidae	5
	Elmidae	2 Elminthidae	7
	Gyrinidae	Gyrinidae	7
	Haliplidae	Haliplidae	6
	Helodidae	Scirtidae	7
	Helophoridae		
	Hydraenidae	Hydraenidae	6
	Hydrochidae		
	Hydrophilidae	Hydrophilidae	5
	Hydroscaphidae		
	Hygrobiidae	Hygrobiidae	5
	Noteridae	Noteridae	5
	Psephenidae	Psephenidae	6
	Spercheidae		
TRICHOPTERA	Beraeidae	7 Beraeidae	9
	Brachycentridae	8 Brachycentridae	9
	Calamoceratidae		
	Ecnomidae	Ecnomidae	6
	Glossosomatidae	7 Glossosomatidae	9
	Goeridae	7 Goeridae	9

LEPIDOPTERA
DIPTERA

Helicopsychidae			
Hydropsychidae	3	Hydropsychidae	6
Hydroptilidae	5	Hydroptilidae	8
Lepidostomatidae	6	Lepidostomatidae	9
Leptoceridae	4	Leptoceridae	8
Limnephilidae	3	Limnephilidae	8
Molannidae		Molannidae	9
Odontoceridae	8	Odontoceridae	9
Philopotamidae	8	Philopotamidae	6
Phryganeidae		Phryganeidae	9
Polycentropodidae	4	Polycentropodidae	6
Psychomyidae	4	Psychomyidae	7
Rhyacophilidae	4	Rhyacophilidae	8
Sericostomatidae	6	Sericostomatidae	8
Uenoidae			
Crambidae			
Anthomyidae		Muscidae	3
Athericidae		Athericidae	7
Blephariceridae		Blephariceridae	7
Ceratopogonidae		Ceratopogonidae	3
Chaoboridae		Chaoboridae	3
Chironomidae	1	Chironomidae, autres	3
		Chironomidae, <i>thummi-</i>	
		<i>plumosus</i>	2
Culicidae		Culicidae	3
Cylindrotomidae		Cylindrotomidae	3
Dixidae		Dixidae	6
Dolichopodidae		Dolichopodidae	3
Empididae		Empididae	3
Ephydriidae		Ephydriidae	3
Limoniidae		Limoniidae	4
Psychodidae		Psychodidae	3
Ptychopteridae		Ptychopteridae	3
Rhagionidae		Rhagionidae	3
Scatophagidae		Scatophagidae	3
Sciomyzidae		Sciomyzidae	3
Simuliidae		Simuliidae	5
Stratiomyidae		Stratiomyidae	4
Syrphidae		Syrphidae-Eristalinae	1
Tabanidae		Tabanidae	3
Thaumaleidae		Thaumaleidae	3
Tipulidae		Tipulidae	3
Agriotypidae			
BRYOZOA			

HYMENOPTERA
BRYOZOA

Annexe 5-3 : Liste du matériel d'échantillonnage

Plan de Bruxelles

Photocopies des cartes IGN avec localisation des stations à échantillonner

Papier, crayon et marqueur indélébile

Fiches de terrain vierges

Appareil photo

Bottes et cuissardes

Vêtements de pluie

Montre avec chronomètre

Perche graduée (le manche du filet haveneau)

Disque de Secchi ou équivalent

Oxygènemètre – thermomètre

L'oxygènemètre – thermomètre utilisé dans ce travail est de la marque WTW, type OXI 340A. Il est calibré avant chaque mesure.

Filet haveneau

Le filet utilisé pour nos échantillonnages avait un manche de 1,2 m et une ouverture pentagonale avec des côtés de 40 cm. La poche en nylon à mailles de 500 µm était longue de 55 cm (voir photo)

Benne

La benne utilisé pour nos échantillonnages est de marque Hydro-bios Kiel ; elle a une largeur et une ouverture de 20 cm et prélève donc à chaque fois un échantillon de 0,04 m² ; il faut donc la faire fonctionner au moins cinq fois pour échantillonner 1/20 de m² (des cailloux ou des branches peuvent l'empêcher de fonctionner correctement). (fonctionnement : voir photos).

Substrats artificiels

Les substrats artificiels utilisés dans cette étude comportent trois parties (voir photo) :

- une base de 50 X 50 cm en grillage métallique à mailles de 1 cm et en double épaisseur (la maille résultante est donc <1 cm) : cette base est destinée (a) à éviter que le substrat ne s'enfonce dans la vase au moment de son dépôt et (b) à collecter la vase qui se dépose pendant la période d'immersion du substrat (= 'vase récente')
- un parallélépipède rectangle de >1 litre en grillage métallique à mailles de 2,5 cm contenant 1 litre de galets de 3 – 5 cm de nature calcaire ; il est fixé à la base et est destiné à accueillir des gros invertébrés (type écrevisse)
- un filet en polyéthylène (type sac à pommes de terre) de >1 litre, à mailles de 1 cm contenant 1 litre de graviers de 1 – 2 cm de nature calcaire ; il est fixé à la base et est destiné à accueillir la plupart des petits invertébrés interstitiels.

Tamis à mailles de 500 µm

Au moins 2 bacs de triage en PVC blanc (30 X 40 X 10 cm)

2 seaux dont un muni d'une corde de 3 m

Des flacons de 2 l à large ouverture (flacons Nalgène),
Des piluliers
1 l formol (35% de formaldéhyde)
1 l alcool 70%
Mesure de 50 - 100 ml
Pince à insectes et pince rigide,
Loupe 10 X
Couteau inox,
Essuie-tout,
Gants de protection,
Sac à gravats 50 l pour récupération des substrats artificiels

Annexe 5-4 : Fiche de terrain

Recto

Les cases surlignées en jaune au recto sont détaillées au verso sous forme d'aide-mémoire

STATION N°	
Nom pièce / cours d'eau	
Coordonnées GPS	
Date et heure	
Conditions météo	
Octa /8	
Préleveur(s)	
HABITAT	
Type	
Largeur (m)	
Profondeur max. (m)	
Courant dominant	
chrono s/10 m	
vitesse m/s	
Régime actuel	
Régime 15 jrs précédents:	
Substrat dominant	
Substrat secondaire	
Berge gauche	
Berge droite	
Eclairement % ouvert	
Qualité apparente	
Transparence (Secchi m)	
PHYSICO-CHIMIE	
Température °C	
Oxygène saturation %	
Oxygène dissous mg/l	
PRELEVEMENT	
Méthode	
Longueur échantillonnée	
COUPLES S/V	
échantillonnés	
1	
2	
3	
4	
5	
6	
7	
8	
SUBSTRATS ARTIFICIELS	
Nombre et date dépôt	
Nombre et date relevé	

<u>BIOCENOSE</u>	
Biofilm visible	
Algues filamenteuses	
Macrophytes hydrophytes	
Macrophytes hélophytes	
Racines	
Bactéries filamenteuses	
<u>Macro-invertébrés</u>	
Impression de diversité	
Taxons remarquables	
Taxon indicateur probable	
Poissons	
<u>Remarques</u>	

Verso

Les cases surlignées en jaune au recto sont détaillées au verso sous forme d'aide-mémoire

Type	Ruisseau à fond ...
	Rivière à fond ...
	Canal
	Étang

Courant dominant	courant turbulent
	courant lent, laminaire
	Stagnant

Qualité apparente	
	Couleur de l'eau
	Odeur de l'eau
	Déchets
	Traces d'hydrocarbures
	Vase noire

PRELEVEMENT	
Méthode	filet haveneau 500 µm
	A la main
	Racloir
	Drague
	substrat artificiel

Macrophytes	Bryophytes
	Apium
	Berula erecta
	Callitriche spp
	Nasturtium
	Elodea
	Scirpus
	Butomus
	Lemna
	Myriophyllum spp
	Nuphar
	Alisma
	Potamogeton spp
	P. crispus
	P. polygonifolius
	P. pectinatus
	P. perfoliatus
	P. alpinus
	Equisetum
	Ranunculus spp
	R. penicillatus
	R. fluitans
	Sparganium
	Sagittaria
	Zannichellia
	Autre(s)

Poissons	Chabot
	Loche franche
	Épinoche
	Vairon
	Goujon
	Cyprins divers
	Perche
	Grémille
	Ombre
	Sandre
	Brochet
	Alevins non dét.
	Autre(s)

Informations utiles pour compléter la fiche de terrain :

L'appréciation de la vitesse du courant en surface s'obtient en chronométrant la dérive d'une poignée de brindilles sur 10 m

L'appréciation de l'éclaircissement est basée sur le pourcentage de ciel ouvert visible à travers la frondaison des arbres, à ne pas confondre avec 'octa /8' qui est la fraction du ciel (en huitièmes) qui est couvert par les nuages (exemple 8/8 = ciel totalement couvert).

La transparence est mesurée au disque de Secchi si la profondeur le permet, sinon par évaluation visuelle

Les macrophytes et les poissons sont notés dans la mesure où ils sont rencontrés, sans être spécialement recherchés

Annexe 5-5a : Fiches de terrain 2007 des masses d'eau fortement modifiées (sauf étangs)

<u>STATION N°</u>	WOL 025	ROO 001	ZEN 025	ZEN 070
Nom pièce / cours d'eau	La Woluwe (ruisseau) au niveau de Hof ther Muschen	Ruisseau du Rouge Cloître, au niveau du parc Bergoje	Senne au Sud de la région, à l'arrière des bâtiments Viangros et juste après le virage du Boulevard Industriel	Senne au nord de la Région, au niveau du pont de Buda sur le terrain de la station d'épuration
Coordonnées UTM	155425,52437 & 171645,25295	154266,96577 & 167076,81223	145395,395 & 167278,858	153035,18267 & 177441,77333
Date et heure	02/10/07 de 13h à 15h	3/10/2007 de 16h à 17h30	4/10/2007 de 10h à 11h30	05/10/2007 de 11h à 12h
Conditions météo	Couvert, brumeux	Couvert, brumeux	Couvert, brumeux et calme	Ciel serein, vent faible, nuages vers 11h30
Octa /8	8	8	8	0 avant 11h30
Préleveur(s)	G. Josens et N. Crohain	G. Josens et N. Crohain	G. Josens et N. Crohain	G. Josens et N. Crohain
<u>HABITAT</u>	Contexte de périphérie urbaine	Contexte de parc	Contexte industriel	En aval de la STEP Nord
Type	Ruisseau à courant moyen et fond sableux	Ruisseau à courant moyen et fond sableux - caillouteux	Rivière à fond limoneux fortement envasée	Rivière à fond caillouteux fortement envasée
Largeur (m)	1,5 à 2 m	1 à 2 m	8 à 10 m	8 à 10 m
Profondeur max. (m)	0,6 m	0,35 m	> 1 m	> 1 m
Courant dominant	Moyen assez laminaire, peu turbulent	Moyen à modérément rapide	Lent mais quand même un peu turbulent	Lent
chrono s/10m	17 s /10m	19 s /10m	19 s /10m	65 s /10 m près du bord et 24 s /10m au centre
vitesse m/s	0,59 m/s	0,53 m/s	0,53 m/s	0,15 m/s près du bord et 0,42 m/s au centre
Régime actuel	Normal (mais niveau assez haut)	Normal	Légère crue	Légère crue

Régime 15 jours précédents	Normal	Normal	Crue au cours de la semaine précédente	Crue au cours de la semaine précédente
Substrat dominant	Sable	Sable, graviers, lit de coquilles vides de Sphaerium sur 1 à 2 cm	Vase et détritux	Vase noire formant des "plages" par endroit
Substrat secondaire	Hydrophyte et hélophytes	Grosses pierres, quelques hydrophytes	Berges verticales et bétonnées	Détritux
Berge gauche	Rectifiées, linéaire et abrupte	Stabilisée, quasi verticale	Bétonnée et verticale	Stabilisée par des gabions et envahie par des orties et renouées du Japon
Berge droite	Rectifiées, linéaire et abrupte	Stabilisée, quasi verticale	Bétonnée et verticale	Stabilisée par des gabions et envahie par des orties et renouées du Japon
Eclairement % ouvert	85%	20%	90%	100%
Qualité apparente	Bonne, eau transparente	Bonne, eau transparente, vase un peu odorante sous les blocs	Mauvaise, eau brun-grisâtre, nombreux déchets, vase malodorante	Mauvaise, eau grise-brunâtre, nombreux déchets, traces d'hydrocarbures, vase malodorante
Transparence (secchi m)	>>0,6m	>>0,35m	0,12m	0,6m
<u>PHYSICO-CHIMIE</u>				
Température °C	11,9	13,1	13,0	14,6
Oxygène saturation %	80,3 %	90,0 %	55,0 %	62,5 %
Oxygène dissous mg/l	8,40 mg/l	9,18 mg/l	5,62 mg/l	6,17 mg/l
<u>PRELEVEMENT</u>				
Méthode	S.A. + filet haveneau + à la main	S.A. + filet haveneau + à la main	S.A. + grappin + épaves	S.A. + filet haveneau + à la main + épaves
Longueur échantillonnée	20 m	30 m	30 m	10 m

COUPLES échantillonnés	S/V				
1		Courant moyen/sable	Courant lent/sable	Courant lent/vase	Courant lent/vase
2		Courant + lent/sable	Courant + lent/débris organiques	Courant + rapide/sacs plastiques	Courant moyen/débris (sacs plastiques)
3		Courant rapide/gravier +	Courant moyen/pierres, briques	Courant moyen/épaves végétales apportées de l'amont	Courant lent/pierres
4		Courant lent/hélophytes	Courant rapide/pierres	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5-2cm)	2 substrats perdus (du 05/09/2007 au 05/10/2007)
5		Courant moyen/hydrophytes (Callitriche)	Courant lent/hélophytes	1 Substrat artificiel gravier grossier (4-6cm)	
6		Courent lent/Vase	Courant lent/vase		
7		1 Substrat artificiel gravier fin (0,5-2cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5-2cm)		
8		1 Substrat artificiel gravier grossier (4-6cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4-6cm)		
SUBSTRATS ARTIFICIELS					
Nombre et date de dépôt		2, le 05/09/2007	2, le 06/09/2007	2, le 05/09/2007	2, le 05/10/2007
Nombre et date de relevé		2, le 02/10/2007	2, le 03/10/2007	2, le 4/10/2007	
BIOCENOSE					
Biofilm visible		Présent sur gros graviers du S.A. (diatomées)	Présent sur gros graviers du S.A. (diatomées)	Non	?
Algues filamenteuses		Non	Non	Oui (épaves)	Non
Macrophytes hydrophytes		Callitriche, Potamogeton pectinatus, Nasturtium	Callitriche, Hydrocharis?	Potamogeton pectinatus et Ceratophyllum à la dérive	Potamogeton pectinatus à la dérive

Macrophytes hélophytes	Nasturtium, Mentha, Veronica, Myosotis, Iris	Nasturtium	Non (orties et impatiences de l'Himalaya sur la berge)	Non (Orties et Renouées du Japon sur la berge)
Racines	Racines de Rubus	Non	Non	Non
Bactéries filamenteuses	Non	Non	Non vu	Oui
Macro-invertébrés				
Impression de diversité	Faible	Modérée	Faible	Faible
Taxons remarquables	Gammarus, Callopteryx (abondant), Sphaeriidae	Sphaeriidae abondant, Sialis, Ecrevisses, Erpobdella	Asellus et Erpobdella très abondant	Chironomidae, Helobdella, (Phlebotome et Chironomus adultes)
Taxon indicateur probable	Odonates	Gammaridae	Asellidae	Chironomidae
Poissons	4 épinoches + 1 petite bouvière?	Vu une épinoche		
<u>Remarques</u>	Les hélophytes offrent un habitat avec faune riche et diversifiée. Nombreuses coquille de Sphaeriidae vides.	Anodonta non collecté, plusieurs écrevisses, lit de Sphaeriidae, colmatages des cailloux au fond (pas d'interstices), vase noire compacte	Nombreuses pontes d'Erpobdella et de mollusques sur sacs en plastiques. Eau provenant de la STEP Sud a un aspect grumeleux (cf. photo)	Grenouilles rousses près de la plage de vase. Nymphes et exuvies de Chironomidae à la dérive

Annexe 5-5b : Fiches de terrain 2007 du canal (masse d'eau artificielle) et des étangs (masses d'eau fortement modifiées)

STATION N°	KAN 005	KAN 050	ETA 013	ETA 051	ETA 223
Nom pièce / cours d'eau	Canal Bruxelles-Charleroi au Sud de la Région à proximité du pont du chemin de fer Bruxelles-Gent	Canal Bruxelles-Willebroek au Nord de la Région, au niveau du pont de Buda	Etang Long du parc de Woluwé	Etang de Boitsfort au lieu dit du "Silex"	Etang du parc des Sources
Coordonnées GPS	149659,9336 & 177053,934	152751,3725 & 177153,78278	154386,94139 & 169128,93635	153488,3458 & 164785,77264	154688086 & 169416.836
Date et heure	8/10/2007 de 10 à 11h	8/10/2007 de 11h30 à 12h30	2/10/2007 de 16 à 17h30	9/10/2007 de 16 à 19h	9/10/2007 de 14 à 15h30
Conditions météo	Couvert, brouillard, peu de vent	Couvert, brume, peu de vent	Vent nul, uniformément couvert, brumeux	Ciel couvert, lumineux, peu de vent	nuage peu épais, lumineux, peu de vent
Octa /8	8	8	8	8	8
Préleveur(s)	G. Josens, N. Crohain et B. Koualet	G. Josens, N. Crohain et B. Koualet	G. Josens et N. Crohain	G. Josens et N. Crohain	G. Josens et N. Crohain
<u>HABITAT</u>	Artificiel et monotone	Artificiel et monotone	Contexte de parc	Contexte de parc	Contexte de parc
Type	Canal à grand gabarit	Canal à grand gabarit	Etang	Etang	Etang
Largeur (m)	30 m	30 m	30 m	> 100 m	70 - 80 m
Profondeur max. (m)	1,5 m au bord (5 m ? au centre)	> 2 m au bord	1 m	0,5 m près du bord	0,7 m près du bord
Courant dominant	Quasi nul, eau faiblement agitée par le passage des	Quasi nul, eau fortement agitée par le passage des	nul	nul	nul

	bateaux (ralentissent à l'approche de l'écluse)	bateaux			
chronos/10m	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré
vitesse m/s	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré
Régime actuel	Normal	Normal	légèrement plus bas que normal	Normal	Normal
Régime 15 jours précédents	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
Substrat dominant	Sable, vase et cailloux (fond)	Cailloux, vase et limon (fond)	Vase	Sable - vase	Pierres - vase
Substrat secondaire	Béton (berges)	Béton (berges)	Gabions sur lesquels poussent des hélophytes	Hydrophytes et hélophytes	Branches mortes, nénuphars
Berge gauche	Bétonnée verticale	Bétonnée verticale	Verticale en bois à 2 niveaux	aspect relativement naturel	Stabilisée par endroits
Berge droite	Bétonnée verticale	Bétonnée verticale	Pente douce par endroits	Aspect relativement naturel	Aspect relativement naturel
Eclairement ouvert %	100%	100%	100% en berge gauche et 50% en berge droite	100% en berge gauche et 50% en berge droite	80%
Qualité apparente	Médiocre, eau gris-vertâtre	Médiocre, eau gris-vertâtre	Pas très bonne, eau transparente mais couverte par endroits d'une pellicule de cyanophycées (aspect de goudron)	Bonne, eau transparente	Douteuse, eau grisâtre et nénuphars déchiquetés
Transparence (secchi m)	0,5 m	0,5 m	> 1 m	> 1 m	0,5 m
<u>PHYSICO-CHIMIE</u>					
Température °C	13,5	17	12.6	12.1	11.7

Oxygène saturation %	71.20%	30.30%	100%	97%	195%
Oxygène dissous mg/l	7,2 mg/l	2,85 mg/l	10,3 mg/l	10,1 mg/l	20,5mg/l
PRELEVEMENT					
Méthode	S.A. + filet haveneau utilisé uniquement comme racloir + benne	S.A. + filet haveneau utilisé uniquement comme racloir + benne	S.A. + filet haveneau utilisé aussi comme racloir	S.A. + filet haveneau	S.A. + filet haveneau
Longueur échantillonnée	100 m	100 m	100 m	60 m	40 m
COUPLES S/V échantillonnés					
1	Berge bétonnée (racloir)	Berge bétonnée (racloir)	Vase du fond	Tiges d'hélophytes	Pierres, briques du fond
2	Sable et vase du fond (benne)	Sable et vase du fond (benne)	Berge (racloir)	Tiges d'hélophytes	Branches mortes
3	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	Berge à proximité d'hélophytes	Racines d'hélophytes	Vase organique + sacs plastique
4	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	Tiges d'hélophytes	Feuilles de Nuphar	Tiges d'hélophytes
5	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	Racines d'hélophytes	Vase	Feuilles et tiges de Nuphar
6	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	Feuilles de Nuphar	Feuilles mortes immergées	Feuilles mortes immergées
7	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)	1 Substrat artificiel gravier fin (0,5 - 2 cm)

8	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)	1 Substrat artificiel gravier grossier (4 - 6 cm)
SUBSTRATS ARTIFICIELS					
Nombre et date de dépôt	6, le 05/09/2007	6, le 05/09/2007	2, le 06/09/2007	2, le 06/09/2007	2, le 06/09/2007
Nombre et date de relevé	4, le 08/10/2007 + 2 le 22/11/2007	6, le 08/10/2007	2, le 02/10/2007	2, le 09/10/2007	2, le 09/10/2007
<u>BIOCENOSE</u>					
Biofilm visible	Non	Non	Présent sur gros graviers du S.A. (diatomées)	Oui	Non
Algues filamenteuses	Oui + cyanophycées	Oui	Non	Oui	Non
Macrophytes hydrophytes	Non	Non	Nuphar, Lemna	Nuphar, Lemna, potamogeton pectinatus	Nuphar avec feuilles déchiquetées
Macrophytes hélophytes	Non	Non	Typha, Mentha, Veronica	Phragmites, Typha	Phragmites
Racines	Non	Non	Peu	Oui	Oui
Bactéries filamenteuses	Non	Non	Non	Non	Non
Macro-invertébrés					
Impression de diversité	Faible	Faible	Moyenne	Bonne	Faible
Taxons remarquables	Ecrevisse, gammare, sans Trichoptères et fourreaux et Dreissena	Gammare, sangsues et Dreissena	Corixidae très abondants, Naucore, Cloeon	Grandes larves d'odonates anisoptères, Cloeon, Trichoptères à fourreau petits gammare	Chironomes, Corixidae, Cloeon

Taxon indicateur probable	Gammare	Gammare	Baetidae	Trichoptères à fourreau	Baetidae
Poissons	Non	Non	Non	4 jeunes tanches	Carpes
<u>Remarques</u>	1 Cormoran		Surface couverte d'une couche brunâtre (diatomées + cyanophycées). Les racines d'hélophytes abritent d'énorme population de Corixidae.	Foulques, Cygnes	Foulques
<u>STATION N°</u>	KAN 005	KAN 050	ETA 013	ETA 051	ETA 223

Annexe 5-6a : Fiches d'inventaire 2007 des macro-invertébrés des masses d'eau fortement modifiées (sauf étangs)

STATION N°			WOL 025/035	ROO 001	ZEN 025	ZEN 070
DATE prélèvement			02/10/2007	03/10/2007	04/10/2007	05/10/2007
SPONGIAIRES				5		
PLATHELMINTHES	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>	7	60		
NEMERTIENS				1		
ANNELIDES						
OLIGOCHETES	LUMBRICIDAE			4	1	1
	LUMBRICULIDAE					3
	NAIDIDAE	<i>Stylaria</i>			116	44
	TUBIFICIDAE		18	90	2546	217
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>	13	119	120	1
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Batracobdella</i>			12	
		<i>Glossiphonia</i>	5	31	40	
		<i>Helobdella</i>	10	23	1766	10
		<i>Theromyzon</i>	2	1		
	PISCICOLIDAE	<i>Piscicola</i>	1			
MOLLUSQUES						
GASTEROPODES	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i>	3	27		
	LYMNAEIDAE	<i>Lymnaea</i>	3			
	PHYSIDAE	<i>Physa</i>		72		
BIVALVES	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>	18	300		
	UNIONIDAE	<i>Anodonta</i>		1		
		<i>Pseudanodonta</i>	2			
CRUSTACES						
AMPHIPODES	CRANGONYCTIDAE	<i>Crangonyx</i>		240		
	GAMMARIDAE	<i>Gammarus</i>	168			
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	21	220	4116	5
DECAPODES	CAMBARIDAE	<i>Orconectes</i>		3		

INSECTES						
EPHEMEROPTERES	BAETIDAE	<i>Baetis</i>	2	120		
ODONATES	CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx</i>	69			
	COENAGRIONIDAE		2	2		
MEGALOPTERES	SIALIDAE	<i>Sialis</i>		43		
TRICHOPTERES	HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i>	4	4		
	LEPTOCERIDAE	<i>Mystacides</i>	1	7		
DIPTERES	ANTHOMYIDAE			1		4
	CERATOPOGONIDAE	<i>Ceratopogoninae</i>		2		
	CHIRONOMIDAE	<i>Chironomini</i> 'autres'	110	160	148	20
		<i>Chironomus t+p</i>			60	640
	EPHYDRIDAE		9			
	LIMONIIDAE			1		
	PSYCHODIDAE					12
	PTYCHOPTERIDAE			1		
	SIMULIIDAE		34			
LEPIDOPTERES	PYRALIDAE			1		
STATION N°			WOL 025/035	ROO 001	ZEN 025	ZEN 070

Annexe 5-6b : Fiches d'inventaire 2007 des macro-invertébrés du canal et des étangs

STATION N°			KAN 005	KAN 050	ETA 013	ETA 051	ETA 223
DATE prélèvement			08/10/2007	08/10/2007	02/10/2007	09/10/2007	09/10/2007
CNIDAIRES				3			
PLATHELMINTHES	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>	2	200		24	9
ANNELIDES							
OLIGOCHETES	NAIDIDAE		1		8	43	
	TUBIFICIDAE		2	200	255	61	9
	LUMBRICULIDAE					1	
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>			10	31	37
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Glossiphonia</i>	2	5	1	32	3
		<i>Helobdella</i>	7	130	23	46	91
		<i>Hemiclepsis</i>		5	3	1	
		<i>Theromyzon</i>				11	
	PISCICOLIDAE	<i>Piscicola</i>			3	2	
MOLLUSQUES							
GASTEROPODES	ACROLOXIDAE	<i>Acroloxus</i>			1	8	
	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i>		13	30	50	14
	LYMNAEIDAE	<i>Lymnaea</i>				6	
		<i>Stagnicola</i>				9	
		<i>Radix</i>			9		10
	PHYSIDAE	<i>Physa</i>			9		15
	PLANORBIDAE	<i>Gyraulus</i>					6
		<i>Planorbarius</i>				10	
		<i>Planorbis</i>				6	
	VALVATIDAE	<i>Valvata</i>			2	20	10
BIVALVES	DREISSENIDAE	<i>Dreissena</i>	7	47			
	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>		2		9	
CRUSTACES	CLADOCERES		2		22	10	
BRANCHYOURS	ARGULIDAE	<i>Argulus</i>			1		
AMPHIPODES	CRANGONYCTIDAE	<i>Crangonyx</i>			2	10	4

	GAMMARIDAE	<i>Dikerogammarus</i>	57				
		<i>Gammarus</i>	795	93			1
	COROPHIIDAE	<i>Corophium</i>	3				
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	21	80	1	9	50
DECAPODES	CRAMBIDAE	<i>Orconectes</i>	1				
INSECTES							
EPHEMEROPTERES	BAETIDAE	<i>Cloeon</i>			140	330	380
	CAENIDAE	<i>Caenis</i>	1 ?		2	98	
ODONATES	COENAGRIONIDAE				5	26	7
	LIBELLULIDAE	<i>Orthetrum</i>			1	3	
	AESHNIDAE	<i>Anax</i>				1	
	CORDULIIDAE					1	
HETEROPTERES	CORIXIDAE	<i>Corixa</i>					2
		<i>Sigara</i>			2000	56	140
		<i>Cymatinae</i>				37	
	GERRIDAE	<i>Gerris</i>			2	1	1
	NOTONECTIDAE	<i>Notonecta</i>			5		2
	NAUCORIDAE	<i>Ilyocoris</i>				4	
	PLEIDAE	<i>Plea</i>				1	
MEGALOPTERES	SIALIDAE	<i>Sialis</i>			1	5	1
COLEOPTERES	DYTISCIDAE					2	
	HALIPLIDAE					64	
	HYDROPHILIDAE				1		
	HYGROBIIDAE				1		
	NOTERIDAE						1
TRICHOPTERES	ECNOMIDAE	<i>Ecnomus</i>	5				
	HYDROPTILIDAE					2	
	POLYCENTROPODIDAE						19
	PSYCHOMYIIDAE				18		
	LEPTOCERIDAE	<i>Mystacides</i>			9	59	1
DIPTERES	CERATOPOGONIDAE				3	18	

	CHAOBORIDAE	<i>Chaoborus</i>			42	5	
	CHIRONOMIDAE	<i>Chironomini</i> <i>'autres'</i>	32		250	85	460
		<i>Chironomus t+p</i>			8		9
	PSYCHODIDAE						8
	LIMONIIDAE					1	
	STRATIOMYIDAE				5	8	3
	TIPULIDAE				2		
LEPIDOPTERES	PYRALIDAE					8	
STATION N°			KAN 005	KAN 050	ETA 013	ETA 051	ETA 223

Annexe 5-7 Nomenclature vernaculaire (quand il en existe) des macro-invertébrés cités dans ce rapport (les taxons sont repris selon leur ordre systématique)

	Noms français	Nederlandse namen *
SPONGIAIRES	Eponges, spongiaires	Sponzen
HYDROZOAIRES	Hydrozoaires	
HYDRIDAE	Hydres	Armpoliepen
PLATHELMINTHES	Vers plats, planaires	Platwormen
DENDROCOELIDAE		Melkwitte platworm
<i>Dendrocoelum</i>		
DUGESIIDAE		
<i>Dugesia</i>		
PLANARIIDAE		
<i>Planaria</i>		Bruine platworm
ANNELIDES	Annélides	Gelede wormen
OLIGOCHETES	Oligochètes	Borstelwormen
NAIDIDAE		
TUBIFICIDAE	Vers de vase	
ACHETES	Sangsues	Bloedzuigers
ERPOBDELLIDAE		
<i>Erpobdella</i>		
GLOSSIPHONIIDAE		
<i>Glossiphonia</i>		
<i>Helobdella</i>		Tweegige bloedzuiger
<i>Theromyzon</i>		Eendenbloedzuiger
PISCICOLIDAE		
<i>Piscicola</i>		Visbloedzuiger
MOLLUSQUES	Mollusques,	Weekdieren
GASTEROPODES	Limaces, escargots	Slakken, buikpotigen
ACROLOXIDAE		
<i>Acroloxus</i>		
BITHYNIIDAE		Diepslakken
<i>Bithynia</i>		Diepslak
LYMNAEIDAE	Lymnées	Poelslakken
<i>Lymnaea</i>		Poelslak
<i>Radix</i>		Poelslak
PHYSIDAE		Blaashorenslakken
<i>Physella</i>		Mosblaashorenslak
PLANORBIDAE	Planorbes	Schijfhorenslakken
<i>Planorbis</i>		
VALVATIDAE		Pluimdragers
<i>Valvata</i>		Pluimdrager
BIVALVES	Bivalves	Tweekleppigen
DREISSENIDAE		
<i>Dreissena</i>	Moule zébrée	Driehoekmossel
SPHAERIIDAE		Hoornschalen
<i>Sphaerium</i>		Hoornschaal
CRUSTACES	Crustacés	Schaaldieren

CLADOCERES	Puces d'eau	Watervlooien
OSTRACODES		Mosselkreeftjes
COPEPODES		Roeipootkreeftjes
AMPHIPODES	Amphipodes	Vlookeften
CRANGONYCTIDAE		
<i>Crangonyx</i>		
GAMMARIDAE	Gammarus	
<i>Dikerogammarus</i>		
<i>Gammarus</i>		
NIPHARGIDAE		
<i>Niphargus</i>		
ISOPODES	Isopodes	Pissebedden
ASELLIDAE	Aselles	Zoetwaterpissebedden, waterezeltjes
<i>Asellus</i>		
<i>Proasellus</i>		
EPHEMEROPTERES	Ephémères	Haften, eendagsvliegen
BAETIDAE		
<i>Baetis</i>		
<i>Cloeon</i>		
ODONATES	Libellules, demoiselles	Libellen
CALOPTERYGIDAE		
<i>Calopteryx</i>		Beekjuffer
COENAGRIONIDAE	Demoiselles	
<i>Coenagrion</i>		Waterjuffer
LIBELLULIDAE	Libellules	
<i>Orthetrum</i>		Oeverlibel
HETEROPTERES	Punaises	Wantsen
CORIXIDAE		Echte waterwantsen, duikerwantsen
<i>Sigara</i>		
GERRIDAE		
<i>Gerris</i>	Patineurs	Schaatsenrijder
NAUCORIDAE		
<i>Naucoris</i>		Gevlekte waterwants
NEPIDAE		
<i>Nepa</i>	Nèpe	Waterschorpioen
PLANIPENNES	Planipennes	Netvleugeligen
SISYRIDAE		Sponsgaasvliegen
MEGALOPTERES	Mégaloptères	Slijkvliegen
SIALIDAE		Elzevliegen
<i>Sialis</i>		
COLEOPTERES	Coléoptères	Kevers, schildvleugeligen
DYTISCIDAE	Dytiques	Waterroofkevers
HYDROPHILIDAE		
TRICHOPTERES	Trichoptères, phryganes	Schietmotten, kokerjuffers
HYDROPSYCHIDAE		
<i>Hydropsyche</i>		
HYDROPTILIDAE		

POLYCENTROPODIDAE		
PSYCHOMYIIDAE		
DIPTERES	Diptères, moustiques et mouches	Tweevleugeligen, muggen en vliegen
CHIRONOMIDAE		Dansmuggen, vedermuggen
Orthocladiinae, Tanypodinae		
Chironominae 'autres'		
<i>Chironomus t+p</i>	Vers de vase	
SIMULIIDAE		Kriebelmugjes
TIPULIDAE	Cousins	Langpootmuggen
BRYOZOAIRES	Bryozoaires	Mosdiertjes

* D'après De Pauw & Vannevel, 1991

Annexe 5-8: Glossaire, abréviations et définitions de quelques termes techniques

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)

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

EPT = Ephémères, Plécoptères et Trichoptères

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 paragraphe 'Discussion' avant la déclaration des potentiels écologiques

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)

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).

IBB = Indice biologique belge normalisé en Belgique (NBN T92-402)

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 en France (AFNOR NF T 90-350)

lenticue : adjectif qualifiant un habitat ou un tronçon de rivière où le courant est lent (les habitats lenticues 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 lenticue)

Macro-invertébré : 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)

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)

MMIF = multimeric macroinvertebrate Index Flanders

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

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)

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)

Saprobicité = état d'une masse d'eau définie en fonction de son contenu en matières organiques

Saprobionte = taxon défini en fonction de la saprobicité de la masse d'eau où il vit (voir aussi oligosaprobe, mésosaprobe, polysaprobe, xénosaprobe)

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

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

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

univoltin = synonyme de monovoltin

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