

BEOORDELING VAN DE ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN WATERLICHAMEN IN HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST IN UITVOERING VAN DE EUROPESE KADERRICHTLIJN WATER

MACROFYTEN, FYTOBENTHOS, FYTOPLANKTON & MACRO-INVERTEBRATEN



**STIJN VAN ONSEM, LUDWIG TRIEST,
NICOLAS CROHAIN & GUY JOSENS**
MAART 2012



Vrije
Universiteit
Brussel



**BEOORDELING VAN DE ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN
WATERLICHAMEN IN HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK
GEWEST IN UITVOERING VAN DE EUROPESE
KADERRICHTLIJN WATER**

MACROFYTEN, FYTOBENTHOS, FYTOPLANKTON & MACRO-INVERTEBRATEN

**STIJN VAN ONSEM, LUDWIG TRIEST,
NICOLAS CROHAIN & GUY JOSENS
MAART 2012**



Vrije
Universiteit
Brussel



Abstract

Naar aanleiding van de inwerkingtreding van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) in 2000, werden grote inspanningen geleverd om de ecologische toestand van diverse typen waterlichamen in Europa op een uniforme en wetenschappelijk gefundeerde wijze te karakteriseren. Voor de biomonitoring beschreven in dit rapport, werd gebruik gemaakt van macrofyten, diatomeeën (als onderdeel van fyto-benthos), fytoplankton en macro-invertebraten (aangevuld met gegevens over biologie-ondersteunende fysicochemie), om de ecologische toestand te bepalen van 9 verschillende sterk veranderde waterlopen, het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde, en 17 vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk gewest (BHG), in de studieperiode 2009 en 2010. Enkele locaties werden in 2004 en 2007 bestudeerd, zodat voor deze punten een langere tijdsreeks beschikbaar is. Voor een aantal staalnamepunten werden additionele gegevens uit 2011 of verwant onderzoek toegevoegd.

In de waterlopen exclusief het kanaal werden macrofyten, fyto-benthos en macro-invertebraten geanalyseerd, in het kanaal fyto-benthos, fytoplankton en macro-invertebraten, en in de vijvers macrofyten, fytoplankton en – voor een deel van de vijvers – macro-invertebraten. De berekening van de Ecological Quality Ratio (EQR), gebruikt om de relatieve afwijking t.o.v. het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) weer te geven, gebeurde volgens de methoden beschreven in voorgaande rapporten, hoewel enkele methodologische aanpassingen werden doorgevoerd.

In de studieperiode 2009-2010 werd het Goed Ecologisch Potentieel (GEP), de minimale doelstelling vastgelegd in de Kaderrichtlijn Water, voor het geheel van onderzochte biologische waterkwaliteitselementen (uitgaande van het One-out-All-out-principe) 9 keer gerealiseerd. In de Woluwe te Hof ter Musschen (2010), de Kleine Mellaertsvijver (2010) en de lange vijver van het Woluwepark (2009) werd het GEP slechts in één van beide jaren bereikt, terwijl de Tenreukenvijver, de vijver Verdrongen Kinderen 2, en de Watermaalvijver zich in beide jaren in een gunstige globale ecologische toestand bevonden.

Uit de set van onderzochte waterlichamen blijkt duidelijk dat de vijvers gemiddeld in een betere ecologische toestand verkeren – en de lentische ecosystemen zich dus dichterbij het globale GEP bevinden – dan het geval is voor de waterlopen. Op veel plaatsen in de waterlopen zijn fysisch-chemische waterkwaliteit, een lage nichediversiteit en beschaduwing en verzuuring van oevers belangrijke belemmerende factoren voor het ophalen van de ecologische kwaliteit. Voor vijvers is de stabiliteit van de helderwatertoestand een cruciaal element, maar omdat watergebonden oevervegetatie meegerekend wordt in het kwaliteitsoordeel, speelt ook de structuur van de littorale zone een aanzienlijke rol.

Temporele evoluties waren zelden uitgesproken binnen de studieperiode 2009-2010, behalve voor vijvers die balanceerden tussen een heldere en troebele toestand, of verschillende stadia van troebelheid doormaakten. De ecologische kwaliteit in de Woluwe aan Hof ter Musschen scheen gestaag verbeterd te zijn sinds 2004: in 2010 werd voor alle onderzochte kwaliteitselementen het GEP gehaald. De aanzienlijke verbetering van de Zenne bij het

uitstromen van het BHG geobserveerd in de periode 2004-2007 bleek niet duurzaam te zijn. Voor fyto-benthos en macro-invertebraten werd op dit punt in de Zenne t.o.v. 2007 een klassevermindering waargenomen in 2009-2010. Onder de huidige omstandigheden bevindt de Zenne zich bij buitenkomst van de Brusselse agglomeratie ver van de doelstellingen vastgelegd in de KRW.

Voor het biologische kwaliteitselement macrofyten in de vijvers werden vegetatiegegevens aangevuld met het kolonisatiepotentieel van de propagulenbank, geanalyseerd a.d.h.v. ontkiemingsproeven vanuit sediment. De ontkiemingsproeven en vegetatieopnamen toonden een significant verband tussen rijkdom van de propagulenbank en abundantie van de gevestigde submerse vegetatie later in het jaar, maar niet in alle vijvers met een rijke propagulenvoorraad werd het potentieel gerealiseerd. Daarentegen bleek wel dat de kans op macrofytengroei en het daarvan afhankelijke helderwaterequilibrium klein was in vijvers met een laag propagulenpotentieel. In die gevallen kan beheer gericht worden op actieve stimulatie van vroege groei van submerse macrofyten (d.m.v. inoculatie met propagulenrijk sediment of aanbrengen en beschermen van stichterkolonies), om het gebrek aan propagulen in de bodem te compenseren.

Een direct belang van een ongehinderde propagulendispersie blijkt uit de koppeling tussen de vegetatiegemeenschappen aangetroffen in de Tenreukenvijver en het stroomafwaarts daarvan gelegen deel van de Woluwe in het Senypark. De EQR voor macrofyten in dit deel van de Woluwe stemde overeen met het GEP, en de overeenkomsten tussen submerse vegetaties in beide waterlichamen toonden indirect aan dat de aanvoer van geslachtelijke en vegetatieve voortplantingsstructuren vanuit de Tenreukenvijver deze toestand stimuleerde.

In dit rapport worden in het eerste deel de resultaten voor macrofyten, fyto-benthos en fytoplankton besproken, terwijl het tweede deel de kwaliteit o.b.v. macro-invertebraten beschrijft. In het derde deel wordt de algemene ecologische en fysisch-chemische toestand van de individuele staalnamepunten besproken, en wordt een overzicht gegeven van de knelpunten die in de loop van deze studie werden geïdentificeerd.

Deel 1 – 1^{ère} partie

Macrofyten, Fytobenthos & Fytoplankton

–

Macrophytes, Phytobenthos & Phytoplankton

p. 4

Deel 2 – 2^{ème} partie

Macro-invertebraten – Macro-invertébrés

p. 82

Deel 3 – 3^{ème} partie

Besluit – Conclusion

p. 173

Deel 1 – 1^{ère} partie

Macrofyten, Fytobenthos & Fytoplankton

–

Macrophytes, Phytobenthos & Phytoplankton

S. Van Onsem & L. Triest, Algemene Plantkunde & Natuurbeheer, Vrije Universiteit Brussel,
Pleinlaan 2, 1050 Brussel

Inhoud

Lijst van gebruikte afkortingen.....	7
Lijst van tabellen	8
Lijst van figuren.....	9
1.1 Inleiding.....	11
1.1.1 Kaderrichtlijn Water en objectief.....	11
1.1.2 Staalnamepunten	11
1.2 Macrofyten.....	15
1.2.1 Inleiding	15
1.2.2 Methodologie	16
1.2.2.1 Vegetatieopname	16
1.2.2.2 Berekening EQR.....	17
1.2.2.3 Propagulenbank	20
1.2.3 Resultaten.....	21
1.2.3.1 Waterlopen.....	21
1.2.3.2 Vijvers	25
1.2.3.2.1 Vegetatie	25
1.2.3.2.2 Propagulenbank.....	30
1.3 Fytobenthos	42
1.3.1 Inleiding	42
1.3.2 Methodologie	42
1.3.2.1 Inzameling	42
1.3.2.2 Verwerking en analyse	43
1.3.2.3 Berekening EQR.....	43
1.3.3 Resultaten.....	45
1.3.3.1 Algemeen.....	45
1.3.3.2 Temporele trend.....	51
1.4 Waterflora.....	60
1.5 Fytoplankton.....	64
1.5.1 Inleiding	64
1.5.2 Methodologie	64
1.5.2.1 Inzameling	64

1.5.2.2	Berekening EQR.....	64
1.5.3	Resultaten.....	66
1.6	Overzicht Waterflora & Fytoplankton.....	69
1.7	Dankwoord	70
1.8	Referenties	71
1.9	Bijlagen.....	73

Lijst van gebruikte afkortingen

EQR: Ecological Quality Ratio (Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt)

EQR_{IPS}: EQR fyto­benthos o.b.v. IPS

EQR_{MMPB}: EQR macrofyten o.b.v. MMPB

EQR_{MMRB}: EQR macrofyten o.b.v. MMRB

EQR_{TDI}: EQR fyto­benthos o.b.v. TDI

GEP: Goed Ecologisch Potentieel

IPS: Indice de Polluosensibilité Spécifique

IBD: Indice Biologique Diatomées

KRW: Kaderrichtlijn Water

MEP: Maximaal Ecologisch Potentieel

MMPB: Metric for Macrophytes in Ponds of Brussels

MMRB: Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels

TDI: Trophic Diatom Index

%PT: Percentage pollution-tolerant taxa

Lijst van tabellen

Tabel 1: Lijst van onderzochte waterlichamen met in dit rapport gebruikte codes	14
Tabel 2: Lijst van in 2009-2010 in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest aangetroffen kwelindicatoren (freatofyten)	18
Tabel 3: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor macrofytenvegetatie volgens MMRB en MMPB	19
Tabel 4: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten (MMRB en MMPB).....	20
Tabel 5: Deelscores van de staalnamepunten op de variabelen voor berekening van EQR voor macrofyten.....	22
Tabel 6: Overzicht van taxa aanwezig in de propagulenbank	31
Tabel 7: Overeenkomst in soortensamenstelling van vegetatie in Tenreukenvijver en stroomafwaarts deel van Woluwe (Senypark)	40
Tabel 8: Potentieel van propagulenbank in sediment en abundantie van submerse vegetatie op het hoogtepunt van het groeiseizoen.....	41
Tabel 9: Klassenindeling van de EQR _{IPS} voor het kwaliteitselement fyto benthos.....	45
Tabel 10: Diatomeeindices voor locaties in waterlopen en kanaal in 2009 en 2010.....	47
Tabel 11: Spearman correlaties tussen diatomee-indices en fysisch-chemische variabelen	48
Tabel 12: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement waterflora	60
Tabel 13: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor fytoplankton	65
Tabel 14: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement fytoplankton	66
Tabel 15: Deelscores van de staalnamepunten op de variabelen voor berekening van EQR voor fytoplankton ..	67
Tabel 16: Overzicht van de EQR-waarden voor macrofyten, fyto benthos, waterflora (combinatie macrofyten en fyto benthos) en fytoplankton voor waterlopen, kanaal en vijvers.....	69
Tabel 17: Fysicochemie van de vijvers	73
Tabel 18: Fysicochemie van de waterlopen	74
Tabel 19: Waargenomen macrofyten in de verschillende waterlopen.....	75
Tabel 20: Soortenlijst van vegetatie in en rond de vijvers	77
Tabel 21: Relatieve abundanties van in de stalen aangetroffen diatomeeëntaxa.....	79

Lijst van figuren

Figuur 1: Links: opstelling van de ontkiemingsproef (Ter Heerdt et al., 1996). Rechts: <i>Zannichellia palustris</i> ontkiemd uit zaden	20
Figuur 2: <i>Potamogeton pectinatus</i> (Schedefonteinkruid) in de Zenne	23
Figuur 3: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. macrofyten voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal	24
Figuur 4: Voorbeeld van een vijver met goed ontwikkelde submerse vegetatie, maar afwezigheid van watergebonden oevervegetatie	26
Figuur 5: Een dichte mat drijvende <i>Enteromorpha cf. intestinalis</i> bedekt het wateroppervlak van een groot deel van WPk1, juli 2010	27
Figuur 6: Ecologische toestand van vijvers in het Woluwebekken o.b.v. macrofyten	28
Figuur 7: Ecologische toestand van vijvers in het Boudewijnpark en Sobieskipark o.b.v. macrofyten	29
Figuur 8: DCA-ordinatiediagram o.b.v. hydrofytendata	29
Figuur 9: Vergelijking van de EQR-waarden o.b.v. macrofyten (EQR _{MMPB}) voor de jaren 2009 en 2010	30
Figuur 10: DCA-ordinatiediagram o.b.v. relatieve compositie van propagulenstalen en vegetatieopnames	32
Figuur 11: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde oösporen van <i>Chara cf. globularis</i> in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	33
Figuur 12: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde oösporen van <i>Chara cf. vulgaris</i> in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	34
Figuur 13: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde thalli van <i>Enteromorpha cf. intestinalis</i> (links) en oösporen van <i>Nitella cf. mucronata</i> (rechts) in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	35
Figuur 14: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden en tubers van <i>Potamogeton pectinatus</i> in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	36
Figuur 15: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden en turions van <i>Potamogeton pusillus</i> in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	37
Figuur 16: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden van <i>Zannichellia palustris</i> in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties	38
Figuur 17: Boven: relatie tussen totale propagulendensiteit van hydrofyten in toplaag en onderlaag van sediment Onder: relatie tussen totale propagulendensiteit van hydrofyten in toplaag van sediment (april 2009) en totale bedekkingsgraad van dezelfde soorten in vegetatie (juli 2009)	39
Figuur 18: Materiaal gebruikt voor het uithangen van acrylwol als artificieel substraat	43
Figuur 19: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. fytobenthos (IPS) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal	46
Figuur 20: PCA-ordinatiediagram o.b.v. diatomeegemeenschappen	49
Figuur 21: RDA-ordinatiediagram o.b.v. diatomeegemeenschappen en milieuvariabelen	50
Figuur 22: Vergelijking van de EQR-waarden o.b.v. fytobenthos voor de jaren 2009 en 2010	51
Figuur 23: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{IPS}) voor RK (boven) en W2 (onder)	54
Figuur 24: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{IPS}) voor S1 (boven) en S4 (onder)	55
Figuur 25: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{IPS}) voor C1 (boven) en C2 (onder)	56
Figuur 26: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{TDI}) voor RK (boven) en W2 (onder)	57
Figuur 27: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{TDI}) voor S1 (boven) en S4 (onder)	58
Figuur 28: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fytobenthos (EQR _{TDI}) voor C1 (boven) en C2 (onder)	59
Figuur 29: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. waterflora (One out, all out) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal	62
Figuur 30: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. waterflora (Gemiddelde) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal	63
Figuur 31: Ecologische toestand van vijvers in het Boudewijnpark en Sobieskipark o.b.v. fytoplankton en gerelateerde milieuvariabelen	67

Figuur 32: Ecologische toestand van vijvers in het Woluwebekken o.b.v. fytoplankton en gerelateerde milieuv variabelen.....	68
---	----

1.1 Inleiding

1.1.1 Kaderrichtlijn Water en objectief

De Europese Kaderrichtlijn Water (Richtlijn 2000/60/EG) heeft als doel het herstel van oppervlaktewateren, kustwateren en grondwater in de lidstaten tegen het jaar 2015. Om inspanningen voor fysisch-chemische en ecologische kwaliteitsverbetering te harmoniseren en te dirigeren, worden verschillende monitoringstechnieken uitgewerkt en toegepast.

De toestand- en trendmonitoring beschreven in deze studie moet toelaten een waarde aan het ecologisch potentieel toe te kennen voor de kunstmatige en sterk gewijzigde waterlichamen die aanwezig zijn in het sterk verstedelijkt gebied van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. De ecologische kwaliteit van een waterlichaam wordt hierbij vergeleken met het Maximaal Ecologisch Potentieel (een voor hydromorfologische beperkingen gecorrigeerd hoogst haalbaar alternatief voor de referentietoestand), wat resulteert in een waarde voor de Ecological Quality Ratio (EQR).

In dit rapport worden de EQR's voor de biologische kwaliteitselementen waterflora (macrofyten en fyto bentos) en fytoplankton uitgewerkt.

1.1.2 Staalnamepunten

Algemeen

In deze studie werden 15 locaties in 9 verschillende waterlopen opgevolgd, twee punten in het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde en 17 vijvers (Tabel 1).

Enkele strategisch gelegen localiteiten in de waterlichamen die binnen de draagwijdte vallen van de Europese Kaderrichtlijn Water (Zenne, kanaal en Woluwe) of als indicatie dienden voor de toestand van de oppervlaktewateren in een ruimere context, zijn opgenomen in een langere monitoringtijdsreeks (Van Tendeloo et al., 2004; Triest et al., 2008). Gegevens verzameld op deze staalnamepunten (S1, S4, C1, C2, W2, RK, Wtml, TrBr, WPk1) in 2004 en 2007 werden gebruikt voor het op punt stellen en valideren van de methodologie voor bepaling van de ecologische kwaliteit volgens het EQR-principe, gestoeld op elementen die rekening houden met de specifieke hydromorfologische situatie in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Voor de overige punten worden de ontwikkelde methodes voor het bepalen van de EQR voor het eerst toegepast.

Typologie

Voor de waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt het typologiesysteem o.b.v. abiotische karakteristieken gehanteerd dat ontwikkeld werd voor Vlaanderen (Typologie systeem B; Jochems et al., 2002) (Triest et al., 2008; Bocquet, 2004). De Zenne valt op basis van de grootte van het stroomgebied onder het type ‘Grote rivier’. De kleinere waterlopen, inclusief de Woluwe, worden beschouwd als ‘Kleine beken’ (Van Tendeloo et al., 2004). De Woluwe is in Vlaanderen aangeduid als ‘Grote beek’, maar in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is de oppervlakte van het stroombekken daarvoor te klein. Het kanaal neemt een bijzondere positie in, maar wordt toch gedefinieerd als ‘Grote rivier’ (Triest et al., 2008).

De vijvers in het gewest zijn van het type ‘Ionenrijke alkalische wateren’ (Bocquet, 2004).

Waterlopen

De bestudeerde waterlopen met de staalnamepunten zijn (Tabel 1): Elegembeek (EB), Linkebeek (LB), Molenbeek (M1, M2), Koevijverbeek-bronbeek (KP), Koevijverbeek-Neerpedebeek (KB, N2), Roodkloosterbeek (RK), Vogelzangbeek (VZ), Woluwe (W1, W2) en Zenne (S1, S2, S3, S4).

Een primaire noodzaak voor het bereiken van de doelstellingen van de KRW is het verbeteren van de fysisch-chemische waterkwaliteit in de meeste waterlopen. In de Zenne en enkele kleine beken (EB, VZ) biedt de monitoringscampagne de opportuniteit om het effect van recente of geplande waterzuiveringsacties op te volgen. De ingebruikname van de waterzuiveringsstations Brussel Zuid (2004) en Brussel Noord (2007) leidde in 2007 tot een voorzichtige verbetering in de waterkwaliteit voor diatomeeën, macroinvertebraten en vis in de Zenne (Triest et al., 2008). In deze studie werd onderzocht of deze trend zich voortzet.

De initiële lijst van voorgestelde staalnameplaatsen werd licht gewijzigd ten gevolge van moeilijke toegankelijkheid of onduidelijkheden in de exacte geografische positie van enkele punten. Het gaat om twee punten in de Neerpedebeek en één in een naamloze beek ter hoogte van de Elegembeek (EB) (voor macrofyten en fytobenthos). Er wordt van uitgegaan dat de uitsluiting van deze locaties de volledigheid van de beoordeling van de deelstroomgebieden in kwestie niet schaadt, omdat de spatiale resolutie van het meetnet voldoende groot blijft.

Er werd één extra locatie opgenomen voor fytobenthos en macrofyten. Het betreft een naamloze bronbeek die ontspringt in een klein populierenbos in de Koevijverstraat te Neerpede, en die uitmondt in de Neerpedebeek (KP). De motivatie voor de inclusie van deze locatie was het verwachte relatief hoge ecologische potentieel van de stroom voor diatomeeën, aangezien de hydrologische isolatie van beboste bovenlopen de vervuilingsgraad typisch laag houdt. De resultaten zouden dan indicatief kunnen zijn voor de toestand (of noodzaak tot herstel) in vergelijkbare brongebieden in dit deel van het gewest.

Kanaal

Het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde wordt door de trage stroming als waterloop beschouwd en niet als stilstaand waterlichaam. Door de matige stroomsnelheid en de turbulentie veroorzaakt door golfslag van scheepvaart zijn de condities in het kanaal geschikt voor de groei van fytoplankton. De diepte van de 'bedding', de verticaal oplopende kanten, de artificiële structuur van de oevers en golfslag verhinderen daarentegen de groei van watergebonden vegetatie. In het kanaal zijn daarom voor de primaire producenten de kwaliteitselementen fyto-benthos en fytoplankton relevant.

Twee locaties in het kanaal maken deel uit van deze studie. C1 (KAN005) bevindt zich in Anderlecht, bij de binnenkomst in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest; C2 (KAN050) bevindt zich dichtbij de Budabrug in Haren, aan de rand van het gewest.

Vijvers

Veertien onderzochte vijvers bevinden zich binnen de grenzen van het Woluwebekken. Drie andere (PRB1, PRB2, Sbsk) liggen in het gebied dat afwatert naar de Molenbeekcollector.

Op basis van totaal-fosfaatconcentraties worden alle vijvers gecategoriseerd als zijnde eutroof tot hypereutroof (Peretyatko & Triest, 2006). Ondanks de hoge beschikbaarheid van nutriënten is het ecosysteem in de ondiepe vijvers potentieel sterk dynamisch, variërend tussen macrofytenrijke heldere periodes en turbide, fytoplanktongedomineerde situaties (Scheffer et al., 1993) met een verhoogd risico op cyanobacteriële bloei. Het vermogen om in te grijpen in één van de dominante structurerende componenten van het ecosysteem, namelijk het visbestand, stelt het beheer in staat om stilstaande waterlichamen te dirigeren in de richting van de gewenste, ecologisch waardevolle helderwatertoestand met abundante groei van submerse macrofyten. Biomanipulatie door verwijdering van zoöplanktivore en benthivore vissoorten wordt in de beheerde vijvers meestal gecombineerd met tijdelijke drooglegging van de bekkens, technisch mogelijk gemaakt door het kunstmatige doorstroomregime van veel vijvers. Een andere toegepaste vorm van beheer is de additie van piscivore vis (snoek), met weinig positief resultaat (De Backer et al., 2008).

Biomanipulatie van vijvers in het gewest is in hoge mate succesvol geweest, maar vooral op korte termijn (De Backer et al., 2010). Op langere termijn blijft de jaarlijkse vestiging van submerse macrofyten niet altijd gegarandeerd, en factoren die de stabiliteit van de helderwatertoestand na biomanipulatie ondermijnen, zijn divers en dikwijls vijverspecifiek. Uit monitoring van beheerde vijvers blijkt dat geringe ontwikkeling van submerse vegetatie, herkolonisatie door zoöplanktivore vis en behoud van significante externe of interne eutrofiëring kunnen bijdragen aan de omslag naar het troebele evenwicht. Factoren die slecht gekend zijn in de dynamiek van de vijvers van het gewest maar een belangrijke invloed kunnen hebben op de vroege ontwikkeling van macrofyten, zijn herbivorie door watervogels en de invloed van het potentieel van de propagulenbank van macrofyten in het sediment.

De vijvers in deze studie die recent gebiomanipuleerd werden (drooglegging met visverwijdering), zijn Beml (2007), Dens (2007), Leyb a en Leyb b (beide 2007 en 2009), MIK1 (2006 en 2009), MIGr (2009), PRB1 (2009), PRB2 (2007), Prm2 (2009), Sbsk (2007), VKn1 (2005), VKn2 (2007), WPk1 (2007) en Wtml (2005) (De Backer et al., 2010). In PchR werd in 2008 een grote hoeveelheid jonge snoek uitgezet, zonder resultaat (De Backer et al., 2010). In recente jaren werden Tenr en TrBr nooit actief biologisch beheerd.

Tabel 1: Lijst van onderzochte waterlichamen met in dit rapport gebruikte codes.

Categorie	Code VUB	Code BIM	Naam	Gemeente
Waterloop	EB		Elegembeek	Sint-Agatha-Berchem/Dilbeek
Waterloop	KB		Neerpedebeek (Koevijverbeek)	Anderlecht
Waterloop	KP		Koevijverveek-bronbeek (populierenbos)	Anderlecht
Waterloop	LB		Linkebeek	Ukkel
Waterloop	M1		Molenbeek	Sint-Agatha-Berchem
Waterloop	M2		Molenbeek (Laarbeek)	Ganshoren
Waterloop	N2		Neerpedebeek (voor Neerpedevijver)	Anderlecht
Waterloop	RK	ROO001	Roodkloosterbeek (Bergojepark)	Oudergem
Waterloop	S1	ZEN025	Zenne voor RWZI Zuid	Anderlecht
Waterloop	S2		Zenne na RWZI Zuid	Anderlecht
Waterloop	S3		Zenne voor RWZI Noord	Brussel
Waterloop	S4	ZEN070	Zenne na RWZI Noord	Brussel
Waterloop	VZ		Vogelzangbeek	Anderlecht
Waterloop	W1		Woluwe (Senypark)	Oudergem/Watermaal-Bosvoorde
Waterloop	W2	WOL025	Woluwe (Hof ter Musschen)	Sint-Lambrechts-Woluwe
Kanaal	C1	KAN005	Kanaal IN	Anderlecht
Kanaal	C2	KAN050	Kanaal UIT	Brussel
Vijver	Beml	ETA218	Bemel	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	Dens	ETA219	Denis	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	Leyb a	ETA021	Leybeekvijver	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	Leyb b	ETA021	Leybeekvijver	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	MIGr	ETA015	Mellaerts (grote vijver)	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	MIK1	ETA220	Mellaerts (kleine vijver)	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	PchR	ETA022	Koninklijke Visserij (Pêcheries Royales)	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	PRB1	ETA019	Koning Boudewijnpark 1 ("fase 1")	Jette
Vijver	PRB2	ETA018	Koning Boudewijnpark 2 ("fase 2")	Jette
Vijver	Prm2	ETA221	Parmentier 2	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	Sbsk	ETA201	Sobieski	Laken
Vijver	Tenr	ETA020	Tenreuken	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	TrBr	ETA223	Ter Bronnen	Sint-Lambrechts-Woluwe
Vijver	VKn1	ETA003	Verdronken Kinderen 1	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	VKn2	ETA249	Verdronken Kinderen 2 (Eikhovevijver)	Watermaal-Bosvoorde
Vijver	WPk1	ETA013	Woluwepark 1 (lange vijver)	Sint-Pieters-Woluwe
Vijver	Wtml	ETA051	Watermaal	Watermaal-Bosvoorde

1.2 Macrofyten

1.2.1 Inleiding

Macrofytenmonitoring (huidige toestand)

Macrofyten vervullen belangrijke functies in de ecosystemen van stilstaande en stromende wateren. Voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest werd een methodologie opgesteld waarin gebruik gemaakt wordt van hydrofyten (volledig aquatische macrofyten), helofyten (deels emergente, watergebonden oeverplanten) en freatofyten (kwelindicatoren, soorten die door hun afhankelijkheid van ondiep grondwater de toestand van de grondwaterlaag aangeven).

Voor een overzicht van de voor- en nadelen van het gebruik van macrofyten als bioindicatoren wordt verwezen naar Van Tendeloo et al. (2004) en Triest et al. (2008).

Mogelijkheid tot bereiken van GEP (propagulenbank)

Als aanvullend onderdeel van de vegetatieanalyse in 15 van de onderzochte vijvers, werd het potentieel van de propagulenbank in het sediment gekwantificeerd. Voor deze vijvers waren de samenstelling en de grootte van de propagulenvoorraad onderzocht in voorgaand onderzoek (González, 2005; Peretyatko & Triest, 2006), maar een gedetailleerde analyse met focus op de relatie tussen propagulenbank en de daaruit resulterende macrofytenvegetatie – toegepast op een relatief grote set van vijvers – ontbrak vooralsnog.

Macrofyten overleven ongunstige periodes door de productie van resistente, vaak dormante ruststadia. Veel van deze vegetatief of geslachtelijk gegenereerde structuren vervullen tevens een functie in de dispersie van de macrofyten en de kolonisatie van geschikte biotopen. In het systeem van geconnecteerde vijvers langsheen de loop van de Woluwe is een natuurlijke propagulendynamiek dus om volgende redenen belangrijk:

- als essentieel onderdeel van de vegetatiecyclus in de stilstaande waterlichamen,
- als buffer tegen natuurlijke of antropogeen geïnduceerde temporele fluctuaties in het macrofytenbestand van de Woluwe zelf,
- als element dat kan helpen in het bereiken van het GEP in de verschillende waterlichamen (met of zonder sedimentverwijdering),
- als drijfkracht in de migratie van macrofyten tussen vijvers en waterlopen.

In dat opzicht komt een sterke flux van propagulen de stabiliteit van de EQR voor macrofyten in de Woluwe en de vijvers in het Woluwedal ten goede.

De duurzaamheid van macrofytische vegetatie in stilstaande waterlichamen hangt niet enkel af van de omgevingsgeschiktheid in het groeiseizoen, maar ook van de mogelijkheden tot herkolonisatie na ongunstige periodes. Aangezien slechts een aantal soorten wintervast is, speelt ontkieming van zaden, oösporen en vegetatieve propagulen een belangrijke rol in het

bereiken van een door macrofyten gedomineerde helderwatertoestand in de warmere seizoenen.

Een direct verband tussen de rijkdom van de propagulenkant en het effect op troebelheid werd beschreven door Van den Berg (<http://www.shallowlakes.net/platform-ehm/index.html>) en Van den Berg et al. (2001). Van den Berg onderzocht sediment in ondiepe meren in Nederland en vond een positieve invloed van grote aantallen propagulen in de submerse bodem op de latere aanwezigheid van macrofyten (o.a. *Chara*) en de helderheid van het water. Het eutrofe karakter en de geringe diepte van deze meren betekenen waarschijnlijk dat het effect van grote aantallen propagulen in vijvers in een stedelijke omgeving vergelijkbaar is.

1.2.2 Methodologie

1.2.2.1 Vegetatieopname

Waterlopen

Opnames in de waterlopen gebeurden in september 2009 en 2010. In de Woluwe ter hoogte van Hof ter Musschen (W2) werd de vegetatieanalyse in 2010 tweemaal uitgevoerd (juni en september). Waarnemingen van voorjaarsbloeiërs (met name *Caltha palustris*) in de periode van staalname van fyto-benthos werden mee verwerkt in de resultaten.

Per locatie werd een transect van 100 meter afgestapt in stroomopwaartse richting. Bedekkingspercentages van alle hydrofyten, helofyten en freatofyten werden geschat en genoteerd in 10 opeenvolgende fragmenten van 10 meter (of 50 van 2 meter). Enkel vegetatie binnen de invloedzone van de waterloop werd opgenomen.

Vijvers

Hydrofyten en watergebonden oevervegetatie werden opgenomen op verschillende tijdstippen. Analyse van de abundantie en compositie van de volledig aquatische vegetatie gebeurde in juli 2009 en 2010 vanop een boot, langsheen drie transecten per vijver. Structuur en samenstelling van de oevervegetatie werden bepaald in september.

1.2.2.2 *Berekening EQR*

Waterlopen (MMRB - Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels)

De waargenomen soorten werden gegroepeerd per levensvorm (Tabel 3). Voor elke groep werd de soortenrijkdom en totale abundantie berekend. In deze studie werden de abundantieklassen vastgelegd op afwezig, laag/sporadisch (t.e.m. 5% bedekking), frequent (van 5 t.e.m. 25%) en abundant (>25%).

Voor de berekening van de EQR voor macrofyten in waterlopen wordt gebruik gemaakt van de MMRB (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels; Van Tendeloo et al., 2006). De vegetatiekarakteristieken die in **waterlopen met een (semi)natuurlijke oeverstructuur** beoordeeld worden als metrics binnen de MMRB zijn:

- vegetatiestructuur (structurele diversiteit),
- aantal kwelindicatoren (Tabel 2),
- abundantie van kwelindicatoren,
- abundantie van submerse macrofyten,
- abundantie van helofyten en oeverplanten.

Oorspronkelijk werden ook een reproductiescore voor hydrofyten en indices voor trofiegraad (GIS, IBMR) in de kwaliteitsbeoordeling meegerekend. Opname van trofiescores in de bepaling van de EQR leidde echter niet tot een verhoging van de gevoeligheid of differentiatie ten opzichte van de vereenvoudigde methode (Van Tendeloo et al., 2006).

In de **Zenne** verhindert de sterk gewijzigde of artificiële laterale morfologie de kolonisatie door emergente planten. Omdat een geleidelijke overgang tussen de rivierloop en terrestrische habitats of stedelijke infrastructuur ontbreekt, zijn – in de huidige situatie – enkel hydrofyten relevant (Triest et al., 2008). In dit rapport wordt de ecologische kwaliteit van de Zenne getoetst aan het ‘lage potentieel’, d.i. het MEP in afwezigheid van hydromorfologische aanpassingen die groei van helofyten zouden toelaten (Triest et al., 2008).

De huidige procedure voor bepaling van de EQR voor macrofyten in waterlopen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt gegeven in Tabel 3. Om een maat van soortenrijkdom toe te voegen in de beoordeling van de Zenne, en om het eventuele voorkomen van helofyten positief te waarderen, wordt voor locaties in de Zenne de variabele vegetatiestructuur gebruikt (met lichte aanpassing van de deelscores). De ondergrenzen van de vijf kwaliteitsklassen zijn weergegeven in Tabel 4.

Tabel 2: Lijst van in 2009-2010 in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest aangetroffen kwelindicatoren (freatofyten), samengesteld uit verschillende bronnen (Londo, 1988 in Hermy et al., 2004; Van Tendeloo et al., 2004). H: helofyt, A: amfibische plant, O: oeverplant.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groei vorm
<i>Caltha palustris</i>	Dotterbloem	H
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	H
<i>Carex riparia</i>	Oeverzegge	H
<i>Equisetum cf. palustre</i>	Lidrus	H
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	A
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	H
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	H
<i>Nasturtium cf. officinale</i>	Witte waterkers	A
<i>Scrophularia auriculata</i>	Geoord helmkruid	O
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glidkruid	O
<i>Solanum dulcamara</i>	Bitterzoet	O
<i>Sparganium erectum</i>	Grote egelskop	H
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Blauwe waterereprijs	H
<i>Veronica beccabunga</i>	Beekpunge	H

Vijvers (MMPB – Metric for Macrophytes in Ponds of Brussels)

De analyse van het kwaliteitselement macrofyten gebeurt voor vijvers analoog aan de werkwijze voor bepaling van de MMRB, met toevoeging van een bijkomende parameter die de toestand van bedekking van het wateroppervlak door drijfbladplanten en vrijdrijvende macrofyten beschrijft (Triest et al., 2008). Omdat een grote abundantie drijf(blad)planten negatief gewaardeerd wordt, verloopt het scorepatroon van deze extra variabele unimodaal. De negatieve beoordeling van hoge bedekkingsgraden houdt rekening met de impact van de aanwezigheid van drijvende structuren op de groei van ondergedoken macrofyten. Drijfbladplanten (o.a. *Nuphar lutea* en *Nymphaea alba*) en vrijdrijvende macrofyten (verschillende kroossoorten en drijvende darmwieren) worden gegroepeerd, omdat het ecologische effect gelijkaardig is.

De procedure voor het berekenen van de MMPB (Metric for Macrophytes in Ponds of Brussels; Van Tendeloo et al., 2006) en de klassenindeling worden respectievelijk gegeven in Tabel 3 en Tabel 4.

Tabel 3: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor macrofytenvegetatie volgens MMRB en MMPB (Van Tendeloo et al., 2006; Triest et al., 2008). Asterisk: waterlopen exclusief Zenne; dubbele asterisk: scores voor vegetatiestructuur in Zenne staan tussen haakjes.

Maatlat en maatlatklassen	Waterlopen*	Zenne	Vijvers	Score**
1. Structuurscore	1	1	1	
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)				0 (0)
Enkel één of meerdere emergente soorten				2 (2)
Enkel één submerse soort				4 (2)
Meer dan één submerse soort				6 (6)
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten				8 (10)
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend				10 (10)
2. Score grondwaterafhankelijke soorten	1	0	1	
Geen kwelindicatoren				0
Eén kwelindicatorsoort				2
Twee kwelindicatorsoorten				6
Meerdere kwelindicatorsoorten				10
3. Totale-abundantiescore grondwaterafhankelijke planten	1	0	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-abundantiescore submerse waterplanten	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. Totale-abundantiescore helofyten	1	0	1	
Geen watergebonden oeverplanten				0
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch				2
Bedekkingsgraad van oever frequent				6
Bedekkingsgraad van oever abundant				10
6. Totale-abundantiescore drijf(blad)planten	0	0	1	
Geen drijf(blad)planten (geen submerse macrofyten)				0
Geen drijf(blad)planten (wel submerse macrofyten)				6
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten laag en sporadisch (geen submerse macrofyten)				2
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten laag en sporadisch (wel submerse macrofyten)				10
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten frequent				6
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten abundant				2
Waterlopen (excl. Zenne):				
EQR op basis van variabelen 1-5 (schaal 0-1) (MMRB)				beoordeling/50
Zenne (huidige oeversituatie):				
EQR op basis van variabelen 1 & 4 (schaal 0-1)				beoordeling/20
Vijvers:				
EQR op basis van variabelen 1-6 (schaal 0-1) (MMPB)				beoordeling/60

Tabel 4: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten (MMRB en MMPB).

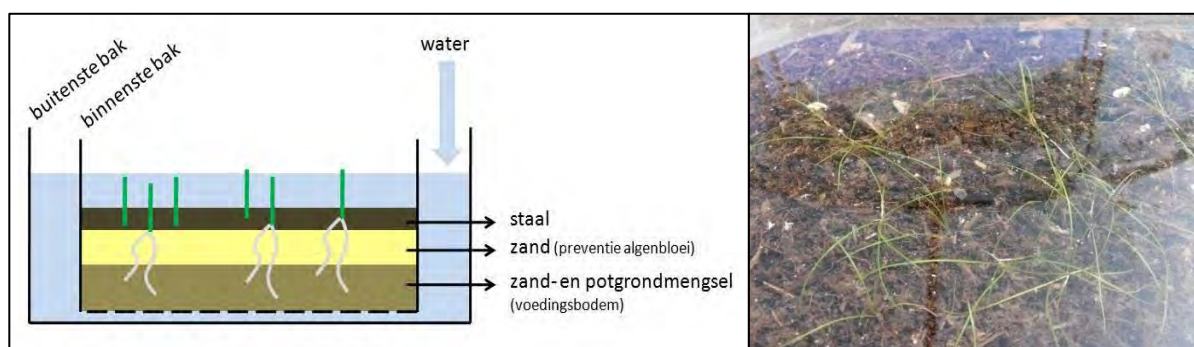
Klasse	EQR
MEP	= 1
GEP	≥ 0.7
MATIG	≥ 0.3
ONTOEREIKEND	≥ 0.1
SLECHT	≥ 0

1.2.2.3 Propagulenkbank

Sediment werd verzameld in de vroege lente van 2009 met een plastic buis in drie transecten of regio's per vijver. Sediment van vijf haltes binnen elk transect of regio werd gecombineerd tot één staal. Om het effect van sedimentdiepte op propagulendensiteit en –samenstelling te onderzoeken, werd elk sedimentmonster onderverdeeld in een bovenste laag van nul tot vijf cm diepte (potentieel indien geen sedimentbeheer wordt uitgevoerd) en een onderliggende laag gaande van vijf tot tien cm diep (potentieel bij verwijdering van de toplaag).

Fijne partikels van een afgemeten volume werden op het labo verwijderd en de overblijvende fractie werd als een dunne laag uitgespreid op een mengsel van zand en potgrond (Ter Heerdt et al., 1996; Figuur 1). Alle zaailingen van macrofyten werden geïdentificeerd en geteld gedurende een aantal periodes gespreid over een totale tijdspanne van zes maanden. Na afloop van het experiment werden de stalen gecontroleerd op onontkiemde propagulen van *Potamogeton pectinatus*, *P. pusillus* en *Zannichellia palustris*. Tellingen werden omgerekend naar aantallen per liter nat sediment.

In juli 2009 werd de vegetatie die groeide op dezelfde locaties geanalyseerd a.d.h.v. bedekkingsgraden van de verschillende soorten.



Figuur 1: Links: opstelling van de ontkiemingsproef (Ter Heerdt et al., 1996). Rechts: *Zannichellia palustris* ontkiemd uit zaden.

1.2.3 Resultaten

1.2.3.1 Waterlopen

Met uitzondering van de Woluwe scoren de waterlopen algemeen matig tot slecht in de beoordeling o.b.v. macrofyten (Tabel 5, Figuur 3). De Woluwe bereikte zowel in het Senypark als ter hoogte van Hof ter Musschen in beide jaren (2009 en 2010) het GEP (EQR-waarde telkens 0.80), dankzij een rijke en abundante submerse, emergente en oevergebonden flora met een totaal van 28 gevonden soorten.

Op vier locaties werd geen watergebonden vegetatie aangetroffen (EB, KB, N2, VZ). De afwezigheid is waarschijnlijk het gevolg van combinaties van slechte waterkwaliteit (hoge graad van eutrofiëring), een verharde kunstmatige bedding (EB en VZ) en ongunstige lichtomstandigheden. De beperkte lichtinval vormt op deze trajecten een limiterende fysische factor, omdat verruigde of steile oevers de bedding beschaduwden of toevoer van grote organische en huishoudelijke lasten het water vertroebelt.

Door het compromitterende effect van beschaduwing door ruigteplanten of een steile oeverstructuur kan voor een deel van de waterlopen eventueel gekozen worden om het kwaliteitselement macrofyten als niet van toepassing te beschouwen, en de analyse te concentreren op fytobenthos. Significante lichtlimitatie door externe beschaduwing kan verwacht worden in KB, KP, LB, M1, M2, RK en VZ ($\geq 40\%$ van het trajectoppervlak volledig beschaduwd). De EQR voor waterflora (zie Hoofdstuk 1.4) kan in deze gevallen gelijk gesteld worden aan de getransformeerde EQR voor fytobenthos.

In de Roodkloosterbeek werd enkel *Nasturtium* cf. *officinale* waargenomen. Hoewel het ontbreken van abundante vegetatie in het Bergojepark voor een groot deel kan geweten worden aan de sterke beschaduwing door boomkruinen, is het mogelijk dat ook de aanwezigheid van omnivore Amerikaanse rivierkreeften (*Orconectes limosus*; reeds aanwezig in 2008 (Triest et al., 2008) en opnieuw waargenomen in 2010) de groei van submerse taxa hindert.

Tabel 5: Deelscores van de staalnamepunten op de variabelen voor berekening van EQR voor macrofyten. Grijszelle: variabele niet van toepassing.

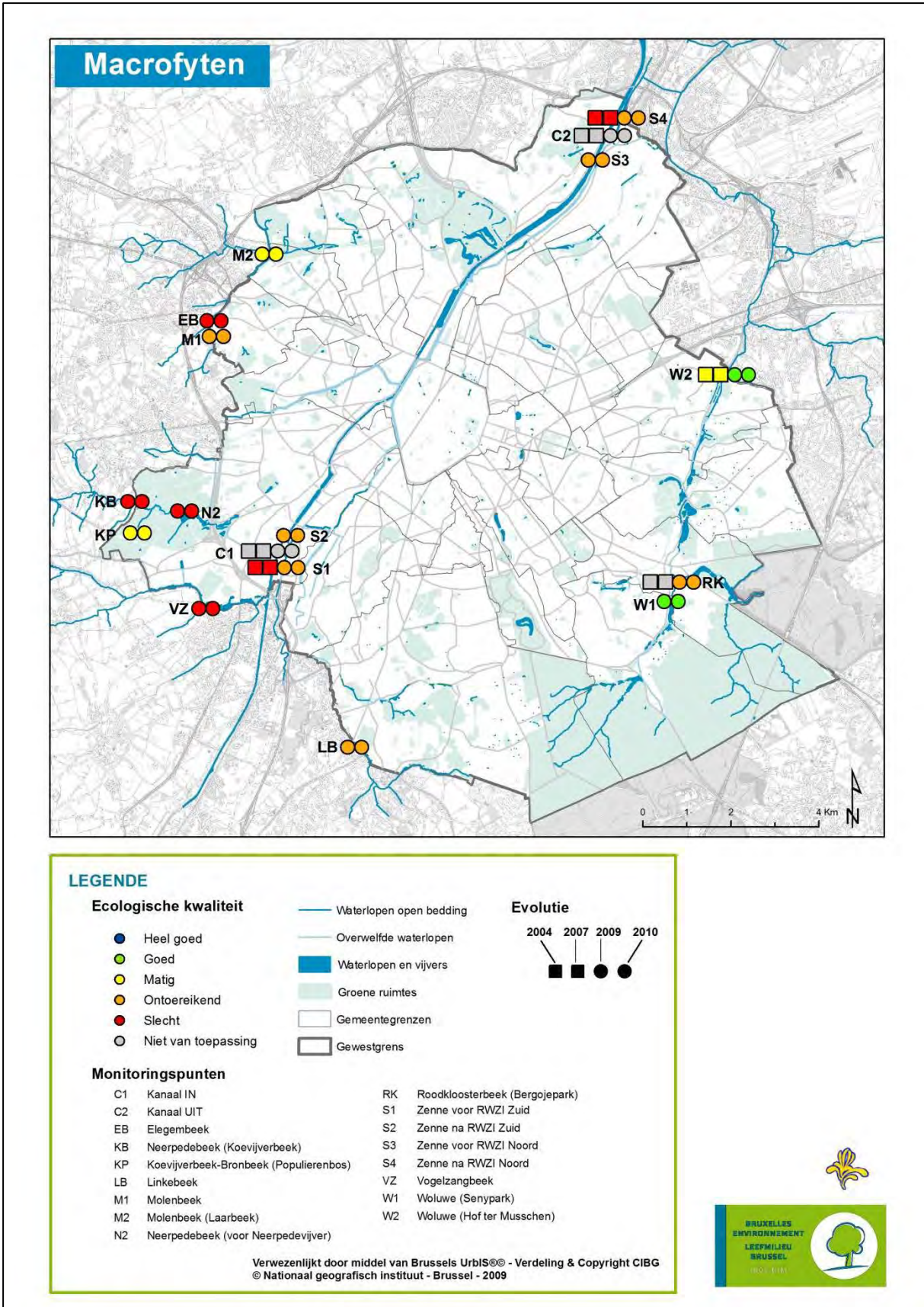
	2009							2010								
	1. Vegetatie-structuur	2. Aantal kwel-indicatoren	3. Abundantie kwelindicatoren	4. Abundantie submerse soorten	5. Abundantie helofyten	6. Abundantie drijfbladplanten	Totale score	EQR 2009	1. Vegetatie-structuur	2. Aantal kwel-indicatoren	3. Abundantie kwelindicatoren	4. Abundantie submerse soorten	5. Abundantie helofyten	6. Abundantie drijfbladplanten	Totale score	EQR 2010
Waterlopen:																
EB	0	0	0	0	0		0	0.00	0	0	0	0	0		0	0.00
KB	0	0	0	0	0		0	0.00	0	0	0	0	0		0	0.00
KP	2	6	10	0	10		28	0.56	2	6	10	0	10		28	0.56
LB	6	0	0	2	0		8	0.16	6	0	0	2	0		8	0.16
M1	2	2	2	0	2		8	0.16	2	2	2	0	2		8	0.16
M2	2	10	2	0	2		16	0.32	2	10	2	0	2		16	0.32
N2	0	0	0	0	0		0	0.00	0	0	0	0	0		0	0.00
RK	2	2	2	0	2		8	0.16	2	2	2	0	2		8	0.16
S1	2			2			4	0.20	2			2			4	0.20
S2	2			2			4	0.20	2			2			4	0.20
S3	2			2			4	0.20	2			2			4	0.20
S4	2			2			4	0.20	2			2			4	0.20
VZ	0	0	0	0	0		0	0.00	0	0	0	0	0		0	0.00
W1	8	10	6	10	6		40	0.80	8	10	6	10	6		40	0.80
W2 (juni)									8	10	6	6	10		40	0.80
W2 (sept.)	8	10	6	10	6		40	0.80	8	10	6	10	6		40	0.80
Vijvers:																
Beml	4	10	2	0	2	2	20	0.33	10	10	2	2	2	2	28	0.47
Dens	2	6	6	0	6	0	20	0.33	8	6	6	2	6	6	34	0.57
Leyb a	8	2	2	10	2	6	30	0.50	8	2	2	10	2	6	30	0.50
Leyb b	8	0	6	10	6	6	36	0.60	8	0	6	2	6	6	28	0.47
MIGr	0	0	0	0	0	0	0	0.00	6	0	0	10	0	6	22	0.37
MIK1	2	10	6	0	6	0	24	0.40	8	10	6	10	6	6	46	0.77
PchR	2	10	6	0	10	0	28	0.47	2	10	6	0	10	0	28	0.47
PRB1	8	6	2	10	2	6	34	0.57	8	2	2	10	2	6	30	0.50
PRB2	2	10	10	0	10	0	32	0.53	2	10	10	0	10	0	32	0.53
Prm2	2	2	2	0	2	0	8	0.13	10	2	2	2	2	2	20	0.33
Sbsk	6	0	0	10	0	2	18	0.30	6	0	0	10	0	2	18	0.30
Tenr	8	10	10	10	10	6	54	0.90	8	10	10	10	10	6	54	0.90
TrBr	2	10	6	0	10	2	30	0.50	2	10	6	0	10	2	30	0.50
VKn1	8	6	2	10	6	2	34	0.57	8	6	2	2	6	2	26	0.43
VKn2	8	10	10	10	10	6	54	0.90	4	10	10	10	10	6	50	0.83
WPk1	10	10	10	10	10	6	56	0.93	10	10	10	10	10	2	52	0.87
Wtml	10	10	10	10	10	2	52	0.87	10	10	10	10	10	2	52	0.87

Een belangrijke recente evolutie is de uitbreiding van *Potamogeton pectinatus* (Schedefonteinkruid) in de Zenne te Brussel (Figuur 2). De soort werd voordien stroomopwaarts het gewest waargenomen, en koloniseerde in 2009 en 2010 zowel in Anderlecht als ten noorden van het stadscentrum de ondiepere delen van de stroombedding. De bedekking voor de verschillende transecten werd op de vier Zenne-locaties geschat op $\leq 5\%$, hetgeen volgens de gehanteerde methode overeenkomt met de klasse ‘sporadisch’. De bedekkingsgraden in S1, S3 en S4 lagen echter op de grens van wat als ‘frequent’ werd beschouwd. Omdat slechts twee parameters gebruikt worden bij de berekening van de EQR voor macrofyten van de Zenne (zie 1.2.2.2), moet daarom rekening gehouden worden met een foutenmarge die de EQR-waarde voor deze locaties in de klasse ‘matig’ plaatst.



Figuur 2: *Potamogeton pectinatus* (Schedefonteinkruid) in de Zenne. Links: S1; rechts: net stroomopwaarts S4.

De opmars van *P. pectinatus* is een duidelijk gevolg van de verbeterde waterkwaliteit in de Zenne. Hoewel *P. pectinatus* een hoge tolerantie voor vervuiling en turbiditeit kent, vergroot zijn aanwezigheid de structurele complexiteit van het habitat aanzienlijk. Zelfs tolerante waterplanten functioneren als dragers van een diversiteit aan facultatief of obligaat macrofytegeassocieerde organismen.



Figuur 3: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. macrofyten voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal.

Temporele trend

De vegetatie binnen de invloedzone van de waterlopen wijzigde nauwelijks of niet tussen 2009 en 2010 (Tabel 5). Locaties met voor abundante en soortenrijke watergebonden vegetatie ongunstige omgevingscondities, bleven ongeschikt in 2010. Op plaatsen met een beter geschikt milieu zorgde de aanwezigheid van meerjarige helofyten en algemene éénjarige taxa voor een sterke overeenkomst tussen de vegetatieopnames in 2010 en de opnames het jaar voordien. Door de stabiliteit van de vegetatiegemeenschappen en omwille van de specifieke rekenwijze voor bepaling van de EQR_{MMRB} , bleven de EQR-waarden in 2010 identiek aan die van 2009 (Tabel 5).

1.2.3.2 Vijvers

1.2.3.2.1 Vegetatie

Het GEP werd in 2009 in vier vijvers bereikt (Tenr, VKn2, WPk1 en Wtml; Tabel 5). In 2010 haalde ook MIK1 het GEP. De biomanipulatie met drooglegging had een zichtbaar positief effect op de groei van submerse macrofyten in deze vijver. Figuur 6 en Figuur 7 geven een overzicht van de ecologische toestand van de vegetatie in de onderzochte vijvers.

Vijvers verschilden sterk in de samenstelling en abundantie van de oevervegetatie en hydrofytengemeenschap. De nutriëntrijke situatie die kenmerkend is voor de vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, leidt tot instabiele evenwichten tussen de macrofytgedomineerde helderwatertoestand en het fytoplanktongedomineerde troebele equilibrium. In enkele bestudeerde vijvers hinderde een slecht doorzicht de ontwikkeling van submerse vegetatie volledig (PchR, PRB2, TrBr). Ook in Dens kwam de vegetatie niet tot ontwikkeling, ondanks gunstigere lichtomstandigheden en een rijke voorraad oösporen in het sediment (zie Figuur 11 en Figuur 12). In 2010 werden nochtans sporadisch onvolgroeide thalli van *Chara globularis* aangetroffen, maar vermoedelijk verhindert herbivorie door watervogels de stabiele vestiging van de kranswieren.

Om een ecologische toestand overeenstemmend de doelstelling van het GEP te bereiken of behouden, dienen de stilstaande oppervlaktewateren goed te scoren op biologische kenmerken van twee vrij onafhankelijke typen vegetatie (Tabel 3): enerzijds de gemeenschap van echte aquatische planten en macroalgen, en anderzijds de watergebonden oevervegetatie. De verklaring voor het relatief lage aantal vijvers dat zich tijdens de studieperiode in het GEP bevond, ligt in het feit dat aan de condities voor een goede toestand van beide vegetatiegroepen op een zelfde plaats zelden voldaan wordt. De vijvers in het Boudewijnpark (PRB1 en PRB2) kunnen als voorbeeld aangehaald worden (Figuur 4). Ondanks de drastische verschillen in vegetatiestructuur liggen EQR-waarden voor beide vijvers in 2009 en 2010 dicht bijeen (Tabel 5). PRB1 combineerde een abundante, relatief soortenrijke submerse vegetatie met volledige afwezigheid van watergebonden oeverplanten, een gevolg van de

kunstmatige opbouw van de oevers en het toegepaste maaibeheer. Rond PRB2 zorgen grote zones met aanplantingen van helofyten daarentegen voor een abundante oevervegetatie, terwijl geen submerse macrofyten voorkomen. Voor beide situaties geldt dat het GEP onder deze omstandigheden niet kan bereikt worden. Op plaatsen waar de specifieke oeverstructuur of het maaibeheer de groei van hydrofyten onmogelijk maakt of belemmert, is aangepast beheer wenselijk.



Figuur 4: Voorbeeld van een vijver met goed ontwikkelde submerse vegetatie, maar afwezigheid van watergebonden oevervegetatie (PRB1; foto links [Xavier Vermeersch]) en een vijver met diverse en abundante oevervegetatie maar afwezigheid van echte aquatische macrofyten in troebel water (PRB2; foto rechts). Beide situaties resulteren in een vergelijkbare EQR voor macrofyten.

De kenmerkende hydrofytische vegetatie in de onderzochte vijvers bestond uit twee algemeen voorkomende soorten *Potamogeton* (*P. pectinatus* en *P. pusillus*) en twee soorten *Chara* (*C. globularis* en in mindere mate *C. vulgaris*). Een ordinarie van hydrofyten toont een centrale groep vegetatieopnames met variaties binnen deze voor eutrofe situaties typische macrofytengemeenschap (Figuur 8). Andere submerse soorten die in het algemeen minder dominant voorkwamen, maar toch in twee of meer vijvers werden aangetroffen, zijn *Ceratophyllum demersum*, *Elodea nuttallii*, *Nitella mucronata* en *Zannichellia palustris*.

Drie vijvers (MIGr, MIK1 en Prm2) lagen quasi (of helemaal) droog in 2009. De EQR-waarden in Tabel 5 werden berekend t.o.v. de maximumscore met inbegrip van variabelen abundantie submerse macrofyten en drijf(blad)planten. Als voor deze vijvers enkel watergebonden oevervegetatie beoordeeld wordt, verschuift de EQR voor MIK1 van 0.40 naar 0.60 (zelfde klasse 'matig') en voor Prm2 van 0.13 naar 0.20 (zelfde klasse 'ontoereikend').

In de zomer na het heropvullen van het vijverbekken van Prm2 was het water helder (Secchidiepte tot op de bodem) en werd sporadisch *Nitella mucronata* waargenomen. Sediment van Prm2 bevat weinig propagulen van submerse macrofyten (zie verder; enkel *Chara globularis* gevonden), zodat snelle revegetatie vermoedelijk uitgesloten is. Een andere factor die submerse-macrofytengroei in Prm2 zou kunnen hinderen is de hoge graad van

beschaduwning van het wateroppervlak, zowel door de boomrijke perimeter als door de aanwezigheid van abundante *Nuphar lutea*.

Drijvende macrofyten

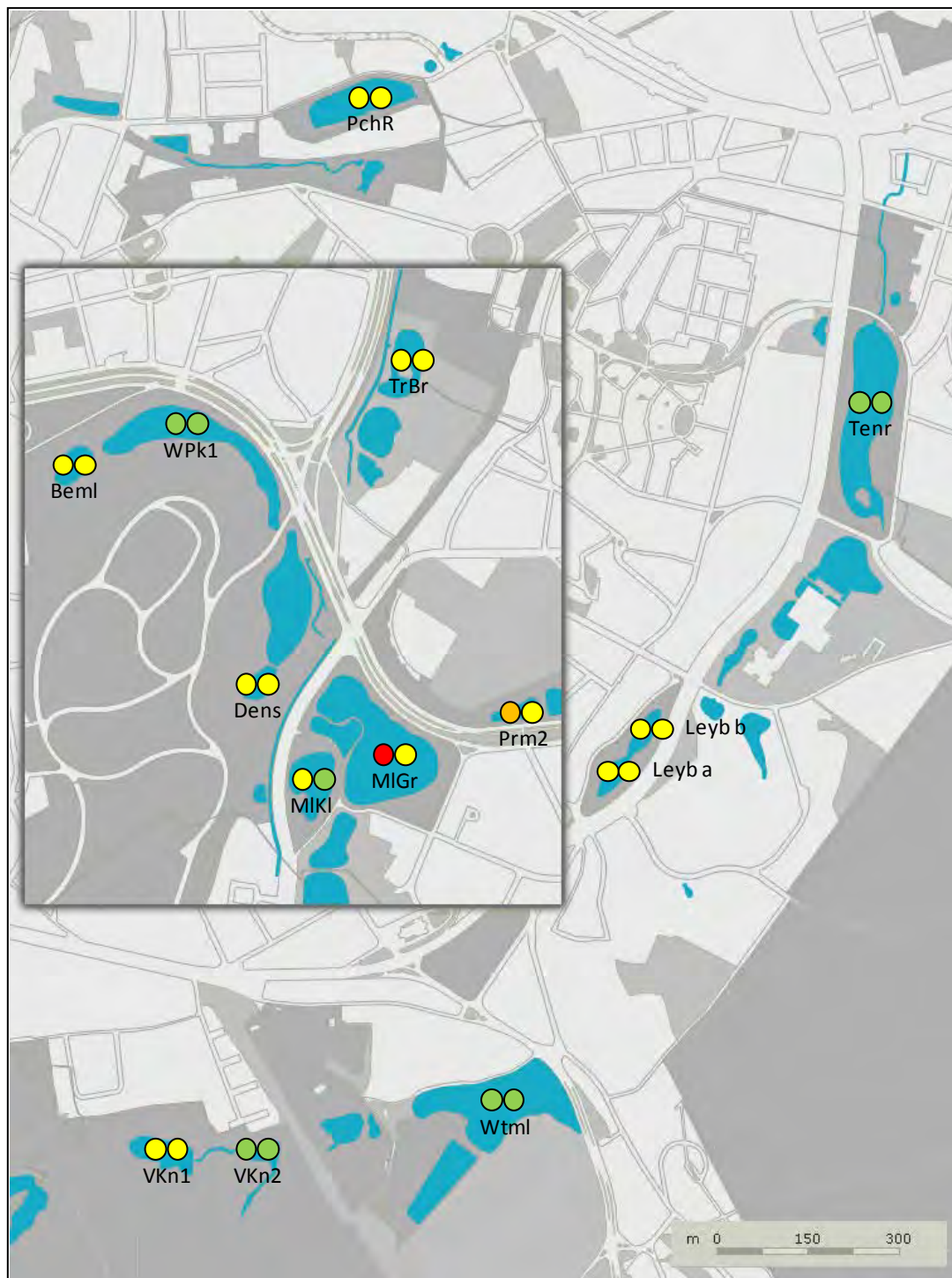
VKn1 en Sbsk waren in beide jaren quasi volledig bedekt met de drijvende planten *Lemna minor/minuta* (VKn1 en Sbsk), *L. trisulca* (VKn1) en *Spirodela polyrhiza* (VKn1).

Een groot deel van WPk1 kampte in juli 2010 met een probleem van drijvende *Enteromorpha* cf. *intestinalis* (Darmwier). Macroalgen van dit geslacht leven in hoofdzaak in mariene milieus, maar door het euryhaliene karakter (d.w.z. een weinig specifieke vereiste voor zoutconcentratie) en de tolerantie tegen nutriëntenaanrijking, komen darmwieren sporadisch ook in het binnenland voor. Onder normale omstandigheden groeien darmwieren bentisch, maar bij massale bloei kunnen grote massa's losraken van de bodem. Dense matten die zo het wateroppervlak bedekken, groeien verder en vormen een grote hinder voor de aanwezige biota en bemoeilijken elk recreationeel gebruik.

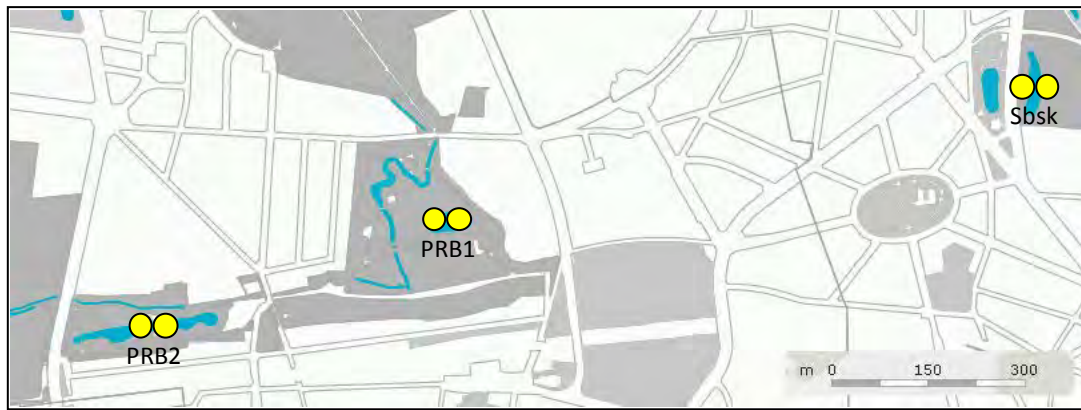


Figuur 5: Een dichte mat drijvende *Enteromorpha* cf. *intestinalis* bedekt het wateroppervlak van een groot deel van WPk1, juli 2010.

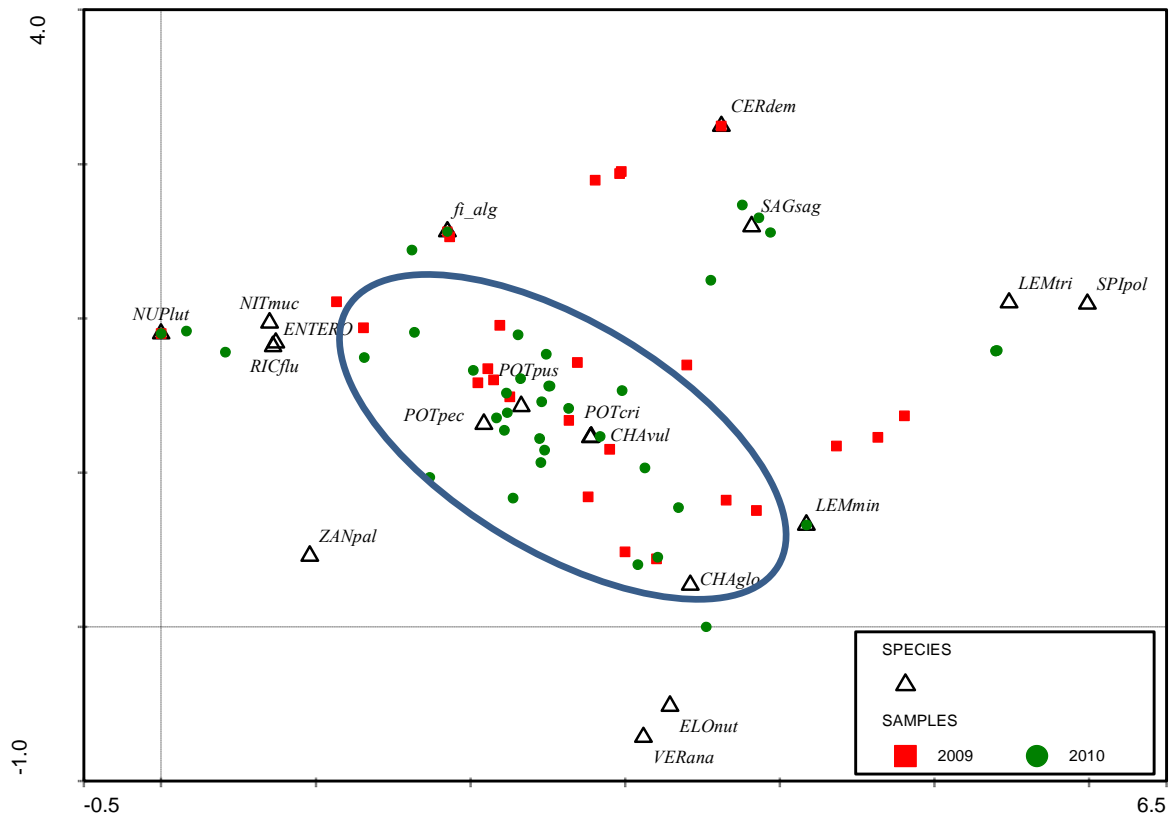
In drie vijvers van deze studie werd darmwier gevonden (MIGr, MIK1 en WPk1). De dichte mat in WPk1 had een zichtbaar negatief effect op de onderliggende vegetatie. Darmwier werd pas onlangs voor het eerst in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest aangetroffen, en kan dus gezien worden als een ongewenste recente introductie. De kans bestaat dat de aanwezigheid in het gewest een gevolg is van een initiële antropogene introductie, gevolgd door verspreiding tussen de vijvers via hydrologische verbindingen, hechting aan watervogels of menselijk contact. Het is dan ook raadzaam om materiaal en kledij dat in contact is gekomen met geïnvadeerde vijvers te controleren op aangehechte fragmenten.



Figuur 6: Ecologische toestand van vijvers in het Woluwebekken o.b.v. macrofyten (hydrofyten en watergebonden oevervegetatie). Inzetkader: Woluwepark en omgeving. Linkerbol: EQR-klasse in 2009; rechterbol: EQR-klasse in 2010.



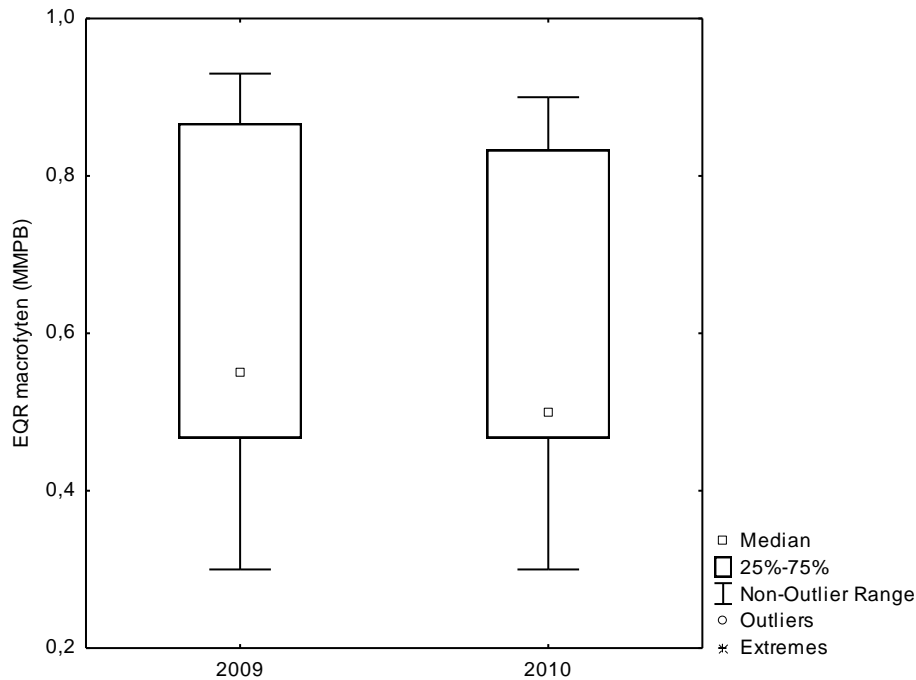
Figuur 7: Ecologische toestand van vijvers in het Boudewijnpark en Sobieskipark o.b.v. macrofyten (hydrofyten en watergebonden oevervegetatie). Linkerbol: EQR-klasse in 2009; rechterbol: EQR-klasse in 2010.



Figuur 8: DCA-ordinatiediagram o.b.v. hydrofytendata (vegetatieopnames in drie transecten per vijver per jaar) exclusief *Nymphaea alba*. De omlinjde centrale cluster bevat opnames met een voor de onderzochte set van Brusselse vijvers typische vegetatie. Verklaarde variantie voor de weergegeven assen bedraagt 29.9% (eerste as 18.1%). Legende soorten: CERdem – *Ceratophyllum demersum*, CHAglo – *Chara globularis*, CHAvul – *C. vulgaris*, ELOnut – *Elodea nuttallii*, ENTERO – *Enteromorpha intestinalis*, fi_alg – filamenteuze algen, LEMmin – *Lemna minuta/minor*, LEMtri – *Lemna trisulca*, NITmuc – *Nitella mucronata*, NUPlut – *Nuphar lutea*, POTcri – *Potamogeton crispus*, POTpec – *P. pectinatus*, POTpus – *P. pusillus*, RICflu – *Riccia fluitans*, SAGsag – *Sagittaria sagittifolia*, SPIpol – *Spirodela polyrhiza*, VERana – *Veronica anagallis-aquatica*, ZANpal – *Zannichellia palustris*.

Temporele trend

Globaal waren wijzigingen in de EQR voor macrofyten niet significant (gepaarde t-test; data exclusief droogliggende vijvers (n=14): $p=0.79$, Figuur 9; data inclusief droogliggende vijvers (n=17): $p=0.21$, niet afgebeeld). Enkel MIGr, MIK1 en Prm2 kwamen in een betere kwaliteitsklasse terecht, na het heropvullen van de bassins (Tabel 16). Nergens werd in 2010 een lagere kwaliteitsklasse gevonden dan in 2009.



Figuur 9: Vergelijking van de EQR-waarden o.b.v. macrofyten (EQR_{MMPB}) voor de jaren 2009 en 2010. Enkel de vijvers die niet drooglagen in 2009 werden gebruikt (n=14). Er vond geen significante wijziging plaats van de EQR-waarden in 2010 (gepaarde t-test, $p=0.79$).

1.2.3.2.2 Propagulenbank

Soorten

In totaal werden ongeveer 11000 zaailingen geïdentificeerd en geteld. De overgrote meerderheid van de ontkiemde propagulen waren oösporen van drie soorten Characeae (92.1%; Tabel 6).

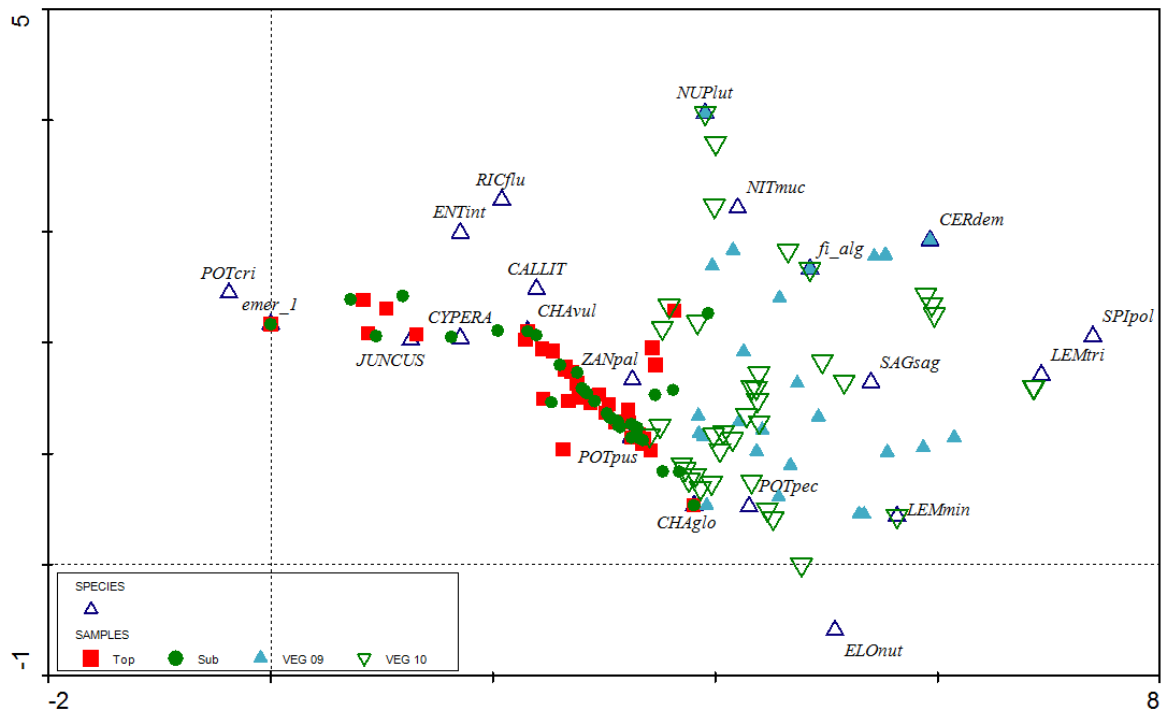
Tabel 6: Overzicht van taxa aanwezig in de propagulenbank met types aangetroffen propagulen, gemiddelde aantallen per liter sediment (alle stalen gecombineerd) en relatieve proporties. Emergente taxa: o.a. *Juncus effusus* en Cyperaceae.

Soort	Propagulen	Gemiddelde (n/L)	%
<i>Chara cf. vulgaris</i>	oösporen	100.1	54.3
<i>Chara cf. globularis</i>	oösporen	58.3	31.6
<i>Nitella cf. mucronata</i>	oösporen	11.4	6.2
<i>Potamogeton pusillus</i>	zaden, turions	5.8	3.1
<i>Zannichellia palustris</i>	zaden	5.5	3.0
emergente taxa	zaden	2.3	1.2
<i>Potamogeton pectinatus</i>	zaden, tubers	0.8	0.4
<i>Enteromorpha cf. intestinalis</i>		0.1	0.1
<i>Callitriche cf. obtusangula</i>	zaden	0.1	0.0
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	zaden	0.0	0.0
<i>Potamogeton crispus</i>	turions	0.0	0.0
Totaal		184.5	100.0

Relatie vegetatie-propagulenbank

De relatieve samenstelling van de propagulenbank verschilde aanzienlijk van die van de hydrofytische vegetatie. De vergelijking tussen de compositie van de propagulenbank en de gemeenschappen aangetroffen op dezelfde plaatsen in het groeiseizoen toont een scheiding tussen de stalen verzameld in de onder- en bovenlaag van het sediment en de vegetatieopnames in juli 2009 en 2010 (Figuur 10). In het ordinatiediagram liggen soorten die goed of exclusief vertegenwoordigd zijn in de propagulenbank (o.a. *Chara vulgaris* en de emergente taxa *Juncus effusus* en Cyperaceae) ver van taxa die dominant konden voorkomen in de vegetatie (o.a. verscheidene kroossoorten en *Ceratophyllum demersum*) maar beperkt of niet aangetroffen werden tijdens het ontkiemingsexperiment.

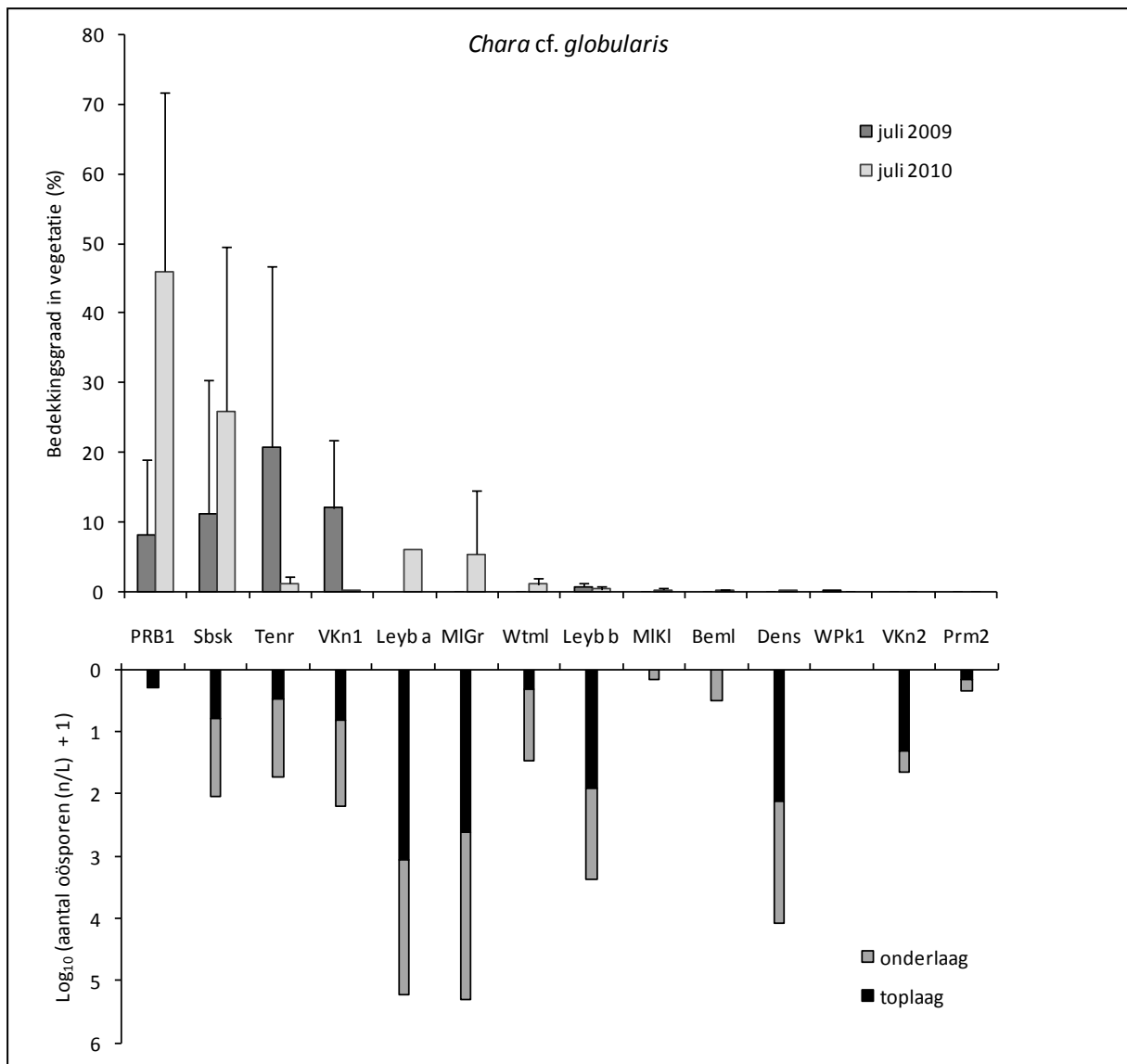
De meest frequent aangetroffen soort in de propagulenbank en in de vegetatie is het kranswier *Chara globularis* (Figuur 11). Oösporen van *C. globularis* kwamen op sommige plaatsen massaal in het sediment voor (Dens, Leyb a, Leyb b, MIGr; maximum van 1172 n/L in toplaag van Leyb a), maar dit werd niet steeds gereflecteerd in een forse aanwezigheid in de vegetatie. Omgekeerd bevat sediment van PRB1 relatief weinig *C. globularis*-oösporen, maar kwam de soort er – zeker in juli 2010 – sterk tot ontwikkeling.



Figuur 10: DCA-ordinatiediagram o.b.v. relatieve compositie van propagulenstalen en vegetatieopnames. Verklaarde variantie voor de weergegeven assen bedraagt 22.3% (eerste as 13.1%). Rode vierkanten: toplaag sediment; groene bollen: onderlaag sediment; blauwe driehoeken: vegetatie 2009; groene driehoeken: vegetatie 2010. Legende soorten: CERdem – *Ceratophyllum demersum*, CHAglo – *Chara globularis*, CHAvul – *C. vulgaris*, CYPERA – Cyperaceae, ELOnut – *Elodea nuttallii*, emer_1 – ongeïdentificeerd emergent taxon, ENTint – *Enteromorpha intestinalis*, fi_alg – filamenteuze algen, JUNCUS – *Juncus effusus*, LEMmin – *Lemna minuta/minor*, LEMtri – *Lemna trisulca*, NITmuc – *Nitella mucronata*, NUPlut – *Nuphar lutea*, POTcri – *Potamogeton crispus*, POTpec – *P. pectinatus*, POTpus – *P. pusillus*, RICflu – *Riccia fluitans*, SAGsag – *Sagittaria sagittifolia*, SPIpol – *Spirodela polyrhiza*, ZANpal – *Zannichellia palustris*.

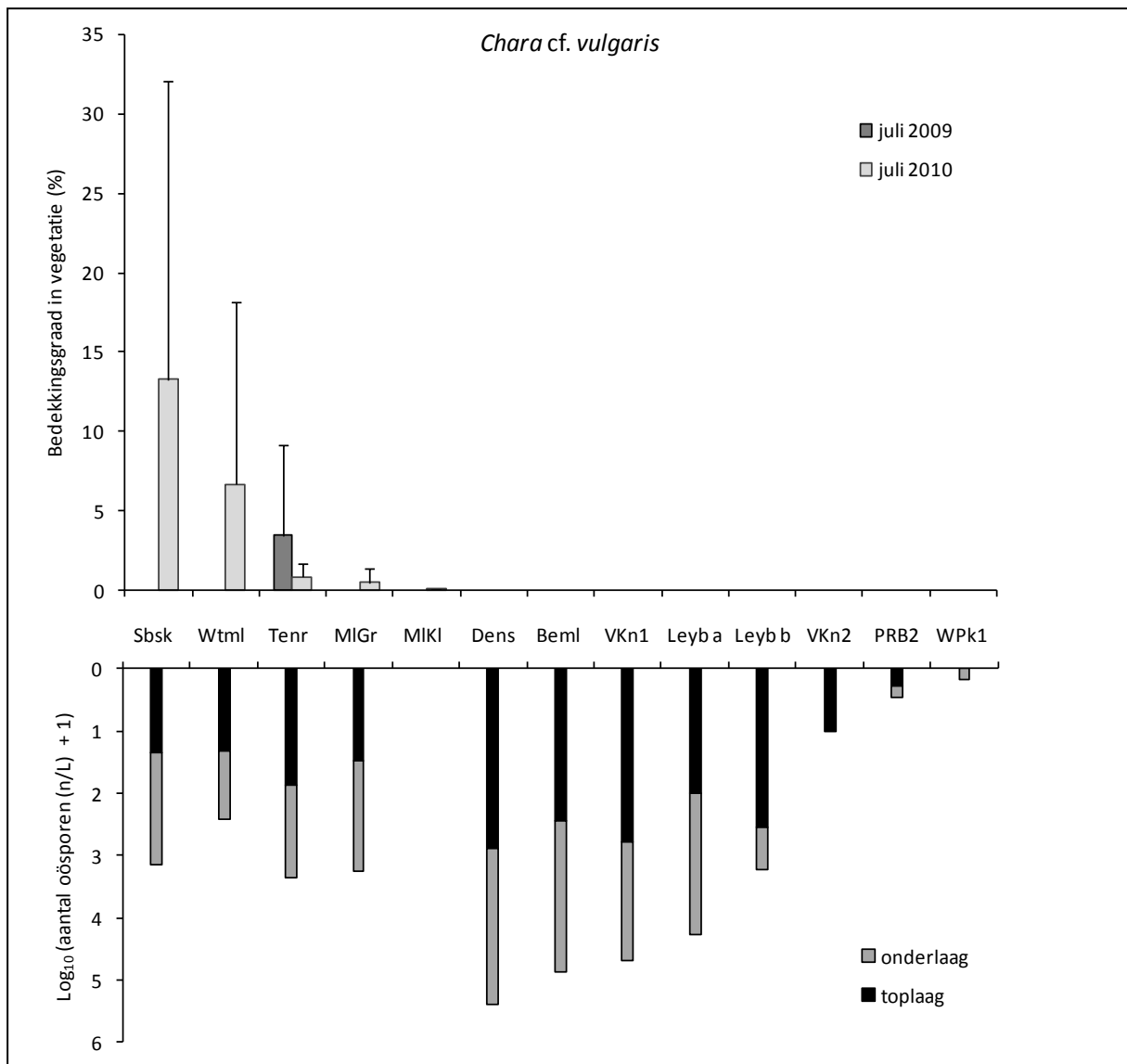
Chara vulgaris (Figuur 12) en *Zannichellia palustris* (Figuur 16) vertoonden een gelijkaardig patroon. Er bestond weinig verband tussen voorkomen van *C. vulgaris* in de propagulenbank en in de vegetatie. In tegenstelling tot de besproken kranswieren kwam *Zannichellia palustris* echter nergens (op enkele haltes na) (co)dominant voor in de vegetatie, hoewel in veel transecten kiemkrachtige zaden werden aangetroffen. Er kan dus gesteld worden dat *Z. palustris* zijn potentieel in de Brusselse vijvers niet verwezenlijkt. Dit hoeft niet als nadelig beschouwd te worden, omdat deze soort in het verleden op veel plaatsen – zij het sporadisch – is gevonden, en als begeleidende soort dus integraal deel uitmaakt van de macrofytische soortengemeenschap in het gewest.

Potamogeton pectinatus (Figuur 14) en *P. pusillus* (Figuur 15) komen abundant voor in vegetatie in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, maar zijn veel minder talrijk vertegenwoordigd in de propagulenbank dan *Chara* spp. *Potamogeton*-soorten investeren in de productie van relatief grote zaden, tubers en turions, die bij ontkiemen een competitief individueel voordeel hebben tegenover kleinere oösporen.



Figuur 11: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde oösporen van *Chara cf. globularis* in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.

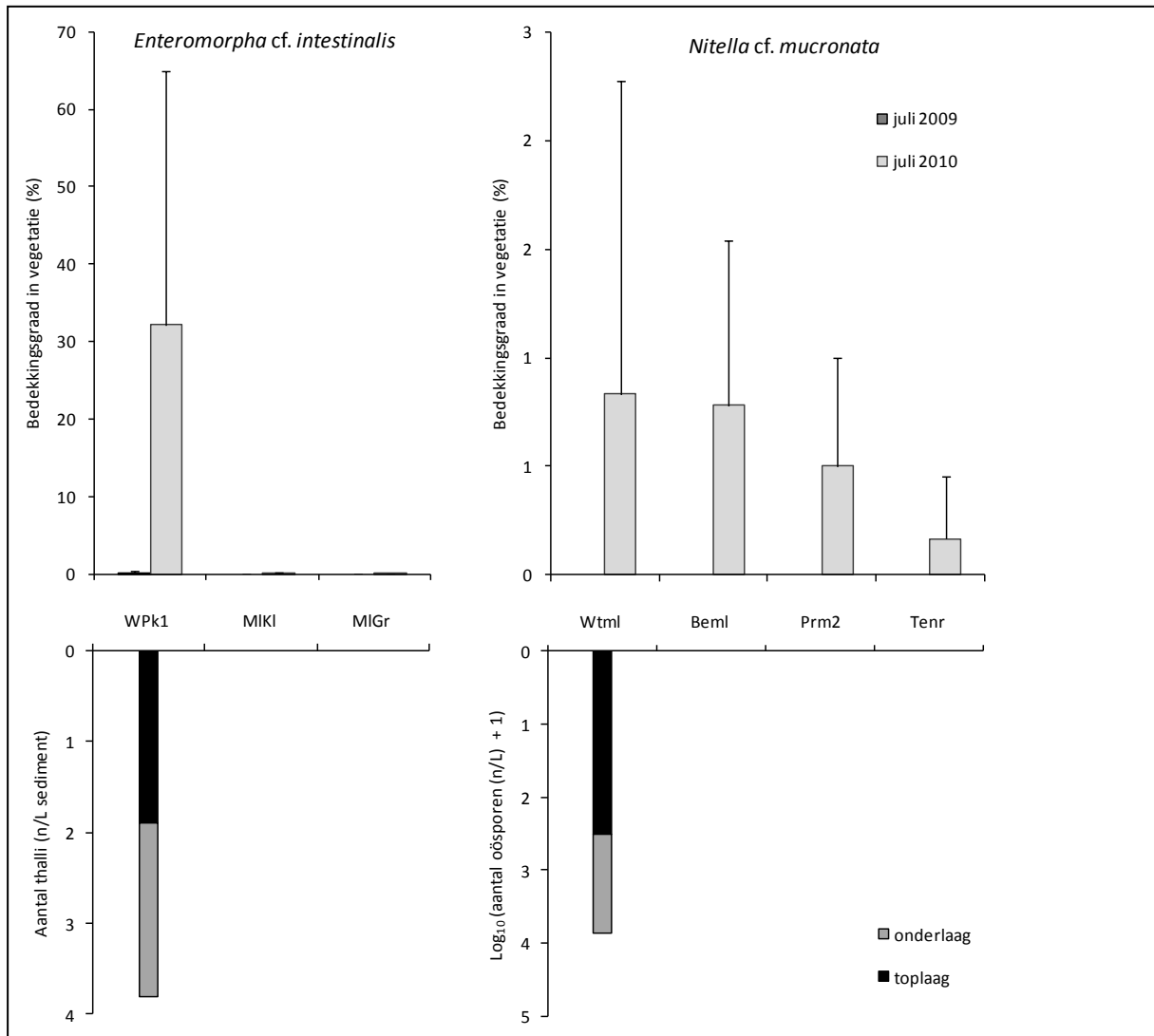
De densiteit van propagulen in de bovenste laag en de onderliggende laag van het sediment vertoonde een significante correlatie ($r_s=0.858$, $p<0.05$; Figuur 17 boven). De verklaring voor het verband kan liggen in een hoge similariteit binnen de jaarlijks terugkerende vegetatie en de daarbij horende zaden- en oösporeneerslag. In vijvers met een minder stabiele vegetatiestructuur (afwisseling van troebele en heldere periodes of vegetatierijke en vegetatiearme jaren) kan ook bioturbatie (de verplaatsing van sediment door bodembewonende organismen) de positieve correlatie verklaren. In veel vijvers is waarschijnlijk een combinatie van beide factoren aanwezig.



Figuur 12: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde oösporen van *Chara cf. vulgaris* in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.

Men kan verwachten dat diepergelegen en dus oudere propagulenvoorraden verarmd zijn t.o.v. deze in de jongere sedimentafzettingen, als gevolg van depletie door ontkieming of verlies door herbivorie, beschadiging en infectie doorheen de jaren. Anderzijds kan bioturbatie het verwachte verticale patroon verstoren, en de dichtheid van propagulen tot op zekere diepte egaliseren. De in deze studie onderzochte sedimentlagen vertoonden wel een globale, significante afname van propagulenaantallen met de diepte (gepaarde t-test, $p < 0.01$; $n = 44$), maar de onderlaag van 5 tot 10 cm diep bevatte nog steeds grote dichtheden kiemkrachtige propagulen. Dit impliceert dat de wegname van een dunne toplaag in het kader van natuurtechnische beheersmaatregelen ter bestrijding van interne nutriëntenaanrijking in veel vijvers de spontane ontwikkeling van submerse vegetatie vanuit de eigen propagulebank slechts beperkt zou hinderen. Het effect van verwijderen van dikkere pakketten sediment

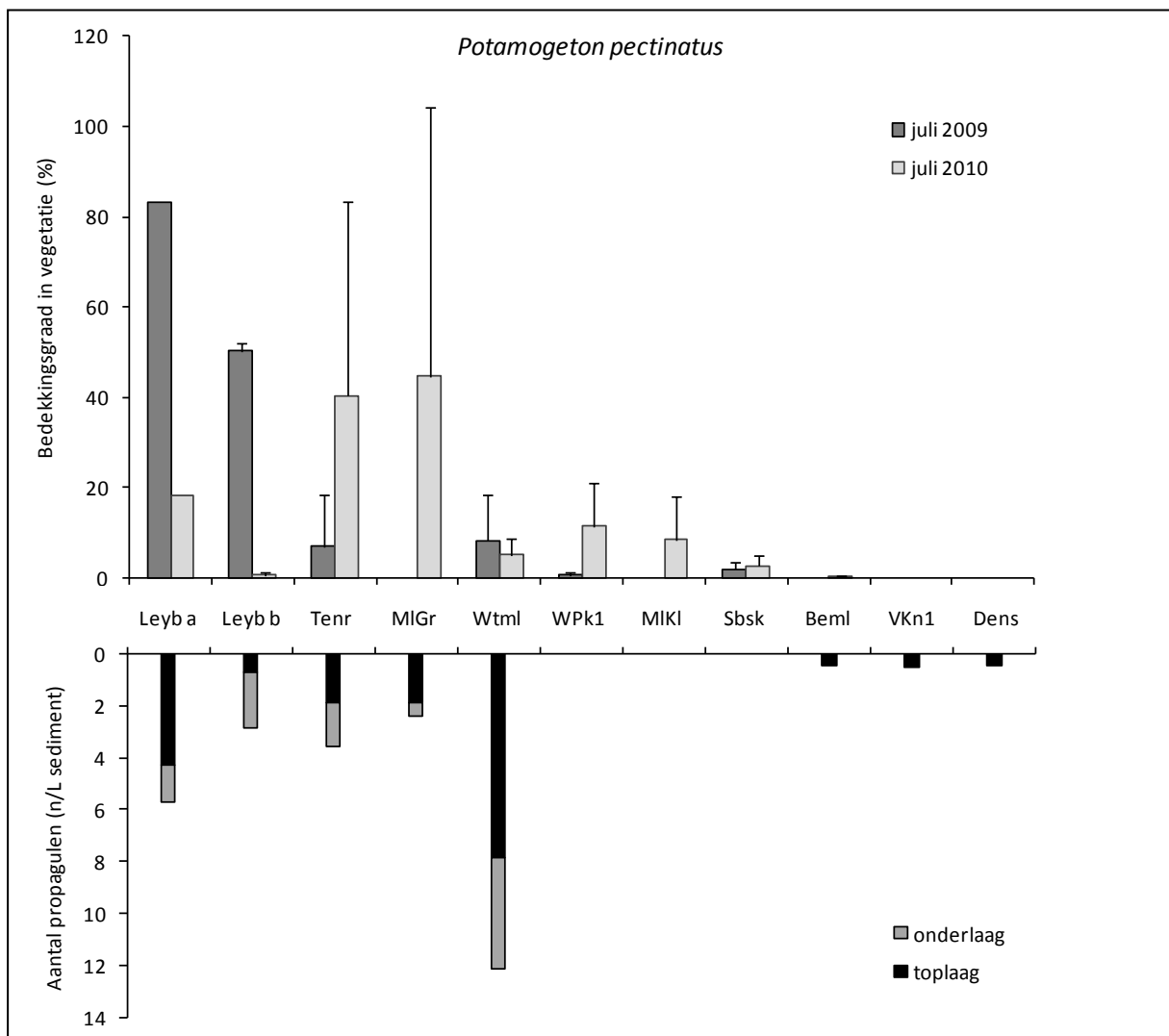
wordt best voor elk geval apart onderzocht. In deze studie werd enkel de bovenste 10 cm onderzocht, terwijl het potentieel van de propagulenbank exponentieel kan afnemen in functie van de diepte.



Figuur 13: Relatie tussen gemiddeld aantal ontkiemde thalli van *Enteromorpha cf. intestinalis* (links) en oösporen van *Nitella cf. mucronata* (rechts) in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.

Figuur 17 (onderaan) toont de relatie tussen de densiteit van propagulen in de toplaag en de bedekkingsgraad van dezelfde groep submerse macrofyten op het hoogtepunt van het groeiseizoen. De correlatie tussen beide is significant ($r_s=0.342$, $p<0.05$). Transecten of regio's waar oppervlakkig sediment weinig kiemkrachtige propagulen bevat, waren weinig of niet begroeid met ondergedoken hydrofyten. Het verband wordt complexer in situaties met hogere propagulendichtheden. Aangezien adverse omgevingscondities op nogal wat locaties met oösporenrijke submerse bodems de vestiging van submerse vegetatie verhinderden, blijkt

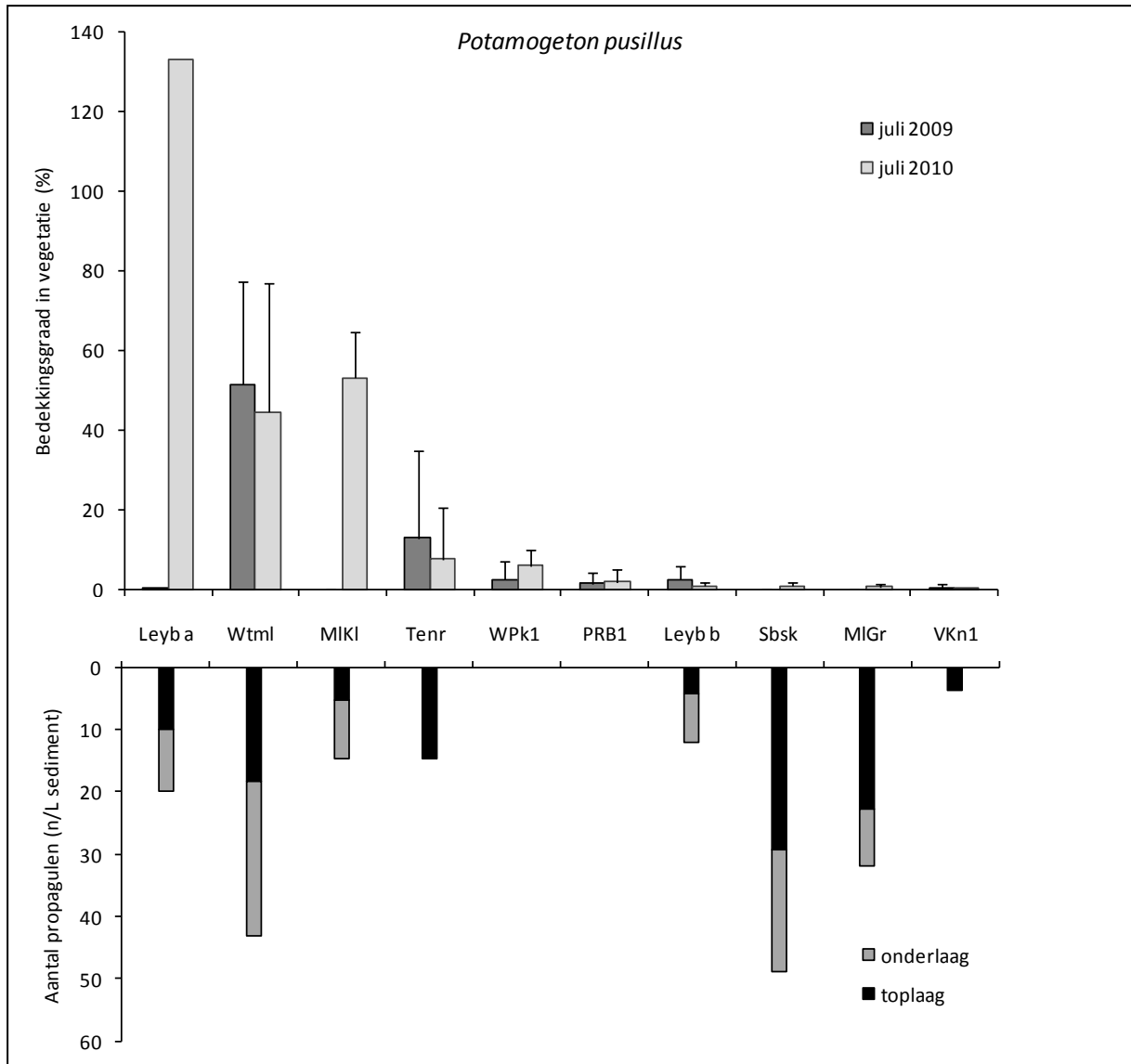
een grote propagulendensiteit geen garantie op aanwezigheid van gewenste soorten in het groeiseizoen.



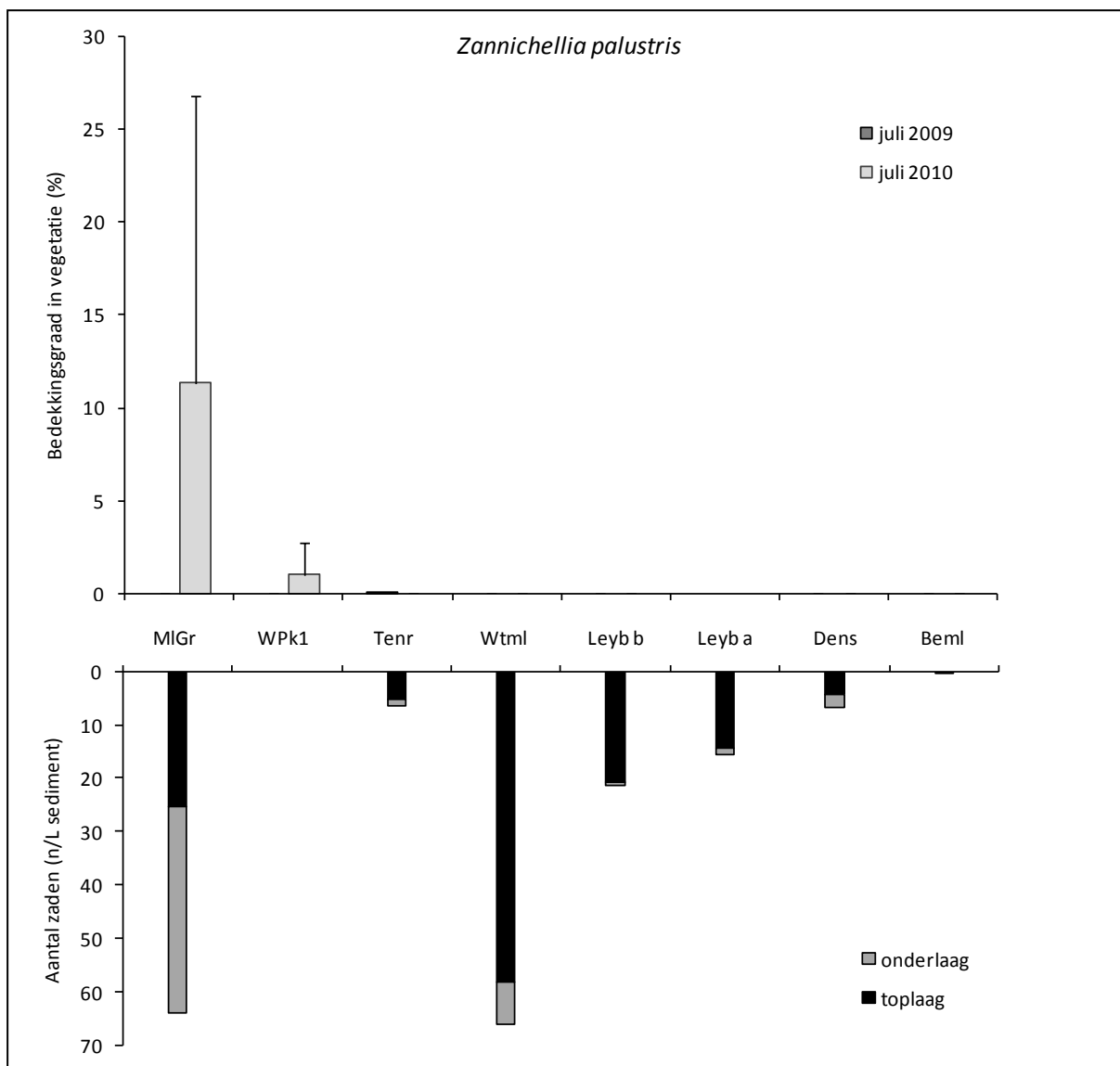
Figuur 14: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden en tubers van *Potamogeton pectinatus* in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.

De bepalende invloed van externe milieufactoren op de ontkieming en groei van macrofyten verklaart het eerder zwakke verband tussen propagulenbank en submerse-vegetatieabundantie op plaatsen met hogere propagulendensiteiten (Figuur 17, Tabel 8). Desalniettemin is de kans op macrofytengroei en het daarvan afhankelijke helderwaterequilibrium klein als het propagulenpotentieel laag ligt. Het zwakke potentieel in de vijvers PchR en PRB2 (en vermoedelijk ook TrBr) zal revegetatie na verbetering van de waterkwaliteit en verhoging van de helderheid vermoedelijk moeizaam doen verlopen, hetgeen het risico van terugval naar de troebele toestand vergroot. In zulke gevallen kan het inoculeren van de vijver met allochtone

propagulen, door het verplaatsen van sediment uit vegetatierijke vijvers, een oplossing bieden. Een andere maatregel, die actief toegepast wordt in bepaalde regio's, is het introduceren van jonge macrofyten in afgeschermd constructies die de basis leggen voor kolonisatie van het waterlichaam (Smart et al., 1998; Smart et al., 2005; Hilt et al., 2006).



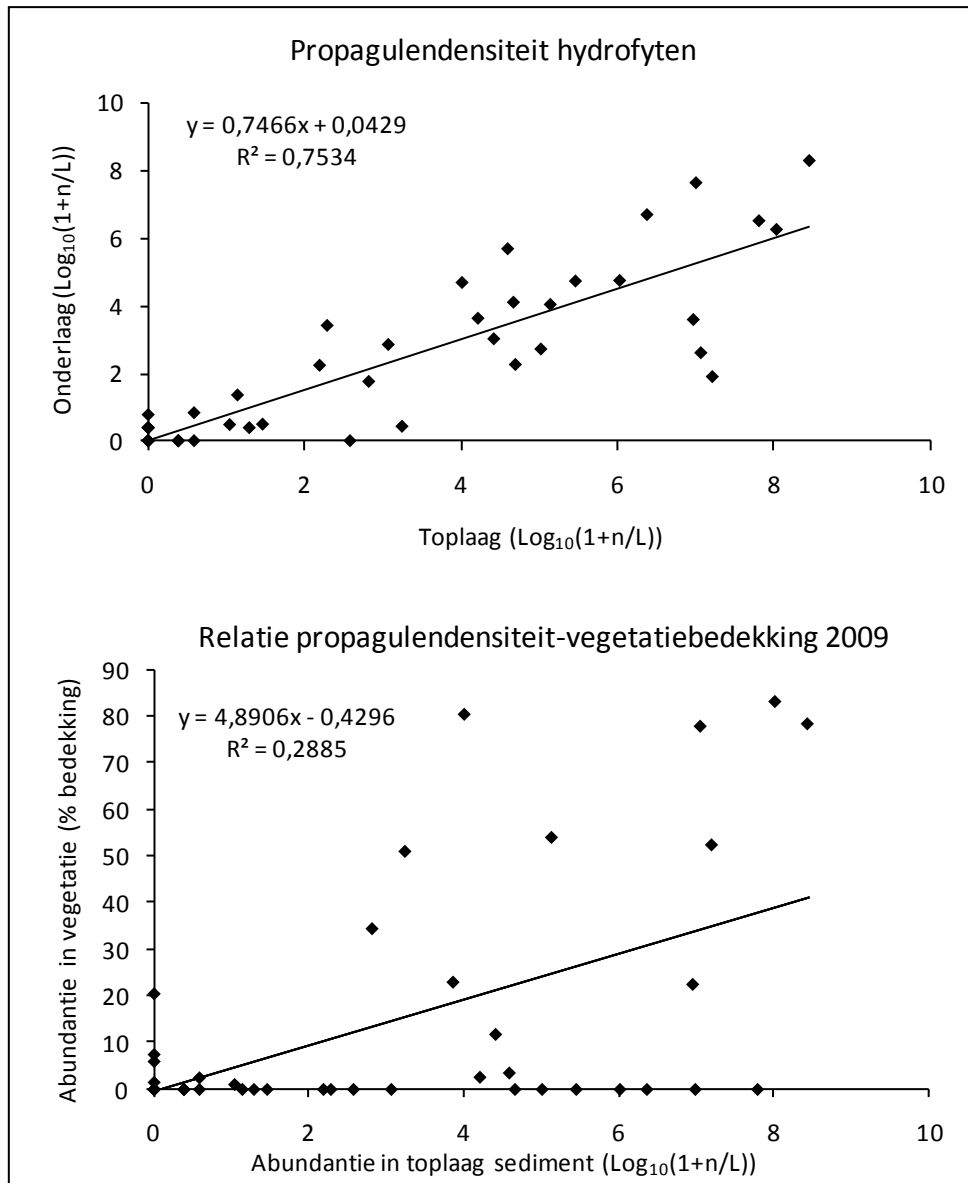
Figuur 15: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden en turions van *Potamogeton pusillus* in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.



Figuur 16: Relatie tussen gemiddeld aantal zaden van *Zannichellia palustris* in onder- en bovenlaag van het sediment (onder) en abundantie in de vegetatie op dezelfde locaties (boven; gemiddelde waarde met standaarddeviatie). Sediment werd ingezameld in april 2009. Enkel vijvers waar de soort voorkwam, worden weergegeven.

Propagulenaanvoer vanuit vijvers naar Woluwe

Het belang van een goed ontwikkelde, bovenstrooms gelegen watervegetatie op de ecologische status van de lagergelegen waterlichamen wordt geïllustreerd door de situatie in de Woluwe net stroomafwaarts de Tenreukenvijver. Dit deel van de Woluwe (Senypark) bevat een aantal macrofyten die ook in de vijver teruggevonden werden (Tabel 7). De aanwezigheid van een groot deel daarvan is eerder atypisch voor waterlopen, vooral in het geval van ongewortelde macrofyten (*Ceratophyllum demersum* en verscheidene kroossoorten). Daarnaast is ook de sporadische aanwezigheid van *Chara globularis* in deze



Figuur 17: Boven: relatie tussen totale propagulendensiteit van hydrofyten in toplaag en onderlaag van sediment (april 2009; drie transecten per vijver; n=45) voor de soorten *Chara globularis*, *C. vulgaris*, *Nitella mucronata*, *Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* en *Zannichellia palustris* ($r_s=0.858$, $p<0.05$). Onder: relatie tussen totale propagulendensiteit van hydrofyten in toplaag van sediment (april 2009) en totale bedekkingsgraad van dezelfde soorten in vegetatie (juli 2009) ($r_s=0.342$, $p<0.05$).

sectie van de Woluwe opmerkelijk. Tijdens de studieperiode werd op geen enkele andere locatie in een waterloop een kranswier aangetroffen. *Chara globularis* groeide vrij abundant in Tenreuken, en het ingezamelde sediment bevatte oösporen van deze soort (Figuur 11). Het is aannemelijk dat de vijverpopulatie aan de bron ligt van de aanwezigheid van deze soort in de Woluwe.

Tabel 7: Overeenkomst in soortensamenstelling van vegetatie in Tenreukenvijver en stroomafwaarts deel van Woluwe (Senypark). Lichtgrijs: submerse en drijvende macrofyten met hydrochore verspreiding of andere dispersiemogelijkheden via water. Donkergrijs: oeverplanten en helofyten (soorten waarvoor het voorkomen in de Woluwe vermoedelijk minder afhankelijk is van aanvoer vanuit de vijver).

Soort	Nederlandse naam	Tenreuken	Woluwervier Senypark
<i>Chara vulgaris</i>	Gewoon kransblad	x	
<i>Nitella mucronata</i>	Puntdragend glanswier	x	
<i>Zannichellia palustris</i>	Zittende zannichellia	x	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Grof hoornblad	x	x
<i>Chara globularis</i>	Breekbaar kransblad	x	x
Filamenteuze algen	Filamenteuze algen	x	x
<i>Lemna minor</i> / <i>L. minuta</i>	Klein kroos/Dwergkroos	x	x
<i>Lemna trisulca</i>	Puntkroos	x	x
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Schedefonteinkruid	x	x
<i>Potamogeton pusillus</i>	Tenger fonteinkruid	x	x
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Veelwortelig kroos	x	x
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	x	x
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	x	x
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	x	x
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glikkruid	x	x
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest		x
<i>Potamogeton crispus</i>	Gekroesd fonteinkruid		x
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree		x
<i>Nasturtium officinale</i>	Witte waterkers		x
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid		x

De hoge EQR-waarden voor macrofyten in Tenreuken ($EQR_{MMPB} = 0.90$ (GEP) in beide jaren) blijken dus gekoppeld aan de vergelijkbaar hoge EQ-waarden in de Woluwe in het Senypark ($EQR_{MMBR} = 0.80$ (GEP) in beide jaren). De constante aanvoer van propagulen en leefbare macrofytfragmenten vanuit de heldere macrofytgedomineerde vijver zorgt voor een rijke vegetatiegemeenschap in de Woluwe, aangevuld met driftmateriaal dat de structurele complexiteit van het habitat vergroot en op die manier bijdraagt aan de lokale biodiversiteit op verschillende trofische niveau's. De doorgang van propagulen, ongewortelde taxa en losgeslagen fragmenten wordt vertraagd op plaatsen met een complexe natuurlijke meandering en waar poeltjes of moerassige oevers buiten directe invloed liggen van de eigenlijke stroombedding. Daarnaast vangen de aanwezige wortelende macrofyten een deel van het meegevoerde biogene materiaal op.

Tabel 8: Potentieel van propagulenbank in sediment en abundantie van submerse vegetatie op het hoogtepunt van het groeiseizoen. Asterisk: droogstaande vijver in zomer 2009 (gearceerde cellen). ++ goed ontwikkeld; + matig ontwikkeld; 0 zwak ontwikkeld of afwezig. *C. dem.*: vijver toegegroeid met *Ceratophyllum demersum*.

Vijver	Propagulen- bank	Submerse vegetatie	
	april '09	juli '09	juli '10
Leyb a	++	++	++
MIGr*	++		++
Sbsk	++	++	++
Tenr	++	++	++
Wtml	++	++	++
Leyb b	++	++	0
VKn1	++	+	0
Beml	++	0	0
Dens	++	0	0
MIK1*	+		++
PRB1	+	++	++
WPk1	+	+	++
VKn2	+	<i>C. dem.</i>	<i>C. dem.</i>
PRB2	+	0	0
PchR	0	0	0
Prm2*	0		0

1.3 Fytobenthos

1.3.1 Inleiding

De analyse van het fytobenthos gebeurt a.d.h.v. diatomeeën, de meest soortdiverse en abundante groep benthische microscopische algen in de waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

1.3.2 Methodologie

1.3.2.1 Inzameling

Omwille van het verschil in toegankelijkheid en bereikbaarheid van de stroombedding tussen de kleine en grotere waterlopen, werden twee verschillende inzamelingsmethodes gebruikt. In de kleinere waterlopen werd in het voorjaar met waadpak een traject van een twintigtal meter afgestapt in stroomopwaartse richting, waarbij willekeurig een tiental steentjes verzameld werd. Waar geen stenig materiaal te vinden was, werd organisch substraat opgeraapt. In de Woluwe in het Senypark werden schelpen van bivalven ingezameld. In de Zenne, het kanaal en een locatie in de Neerpede werd artificieel stenig substraat, uitgehangen voor kolonisatie door macroinvertebraten, gebruikt. De kolonisatie van dit substraat bedroeg gemiddeld een drietal weken, en de staalname op deze punten gebeurde in de vroege zomer. Daarbij werden stenen die zich aan de belichte buitenste zijde van de steenmassa bevonden verzameld of afgespoeld. De monsters van het natuurlijk aanwezige en uitgehangen substraat werden ter plaatse gefixeerd met 10% formaline.

Begin maart 2010 werd op enkele locaties in de Zenne en de Woluwe acrylwol uitgehangen (Figuur 18; Van de Perre, 2010). Het gebruik van acrylwol als kunstmatig substraat voor diatomeeën is reeds gevalideerd in vorige studies (Triest et al., 2003), en kon voor de Zenne dienen als vergelijkingsmethode met het later geplaatste stenig substraat.

Wanneer resultaten van verschillende staalnamecampagnes vergeleken worden met elkaar, moet rekening gehouden worden met de gebruikte substraattypes. De diatomeegemeenschappen die tot ontwikkeling komen op acrylwol en andere uitgehangen substraten kunnen aanzienlijke verschillen vertonen met van nature aanwezig beddingmateriaal. In principe beïnvloedt dit weinig de finale waarde van de indices, maar resultaten o.b.v. acrylwol neigen toch naar een onderschatting van de waterkwaliteit voor fytobenthos (Triest et al., 2008). Eén van de oorzaken daarvoor kan de opvang van driftmateriaal (planktonische diatomeeën afkomstig van vijvers die de indices negatief beïnvloeden) door de wolfilamenten zijn.

In juni 2010 werd acrylwol uitgehangen op vier locaties aan de rand van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (S1 en S4 in de Zenne en C1 en C2 in het kanaal). Daarnaast werd een staal bestaande uit stenig substraat ingezameld in de Woluwe aan de grens met het Vlaamse

Gewest (W2). De inzameling van deze vijf stalen gebeurde gelijktijdig met staalname op corresponderende (nabijgelegen) punten in Vlaanderen door de VMM.



Figuur 18: Materiaal gebruikt voor het uithangen van acrylwol als artificieel substraat, met bovenaan een illustratie van de bevestigingswijze van de acrylwoldraden.

1.3.2.2 Verwerking en analyse

Organisch materiaal werd uit de stalen verwijderd door middel van zuurdigestie. In een eerste stap werd 37% HCl toegevoegd in een volume gelijk aan dat van de stalen. HCl lost kalkaanslag op en vereenvoudigt zo de identificatie van de diatomeevalven. De oplossing werd gedurende een uur verhit, en enkele malen gecentrifugeerd voor verwijdering van zuur en opgelost calcium. De eigenlijke digestie van de celinhoud gebeurde door koken met achtereenvolgens 95% H₂SO₄ en 65% HNO₃. Na het afkoelen van de oplossingen werd het zuur weggewassen m.b.v. centrifugatie.

De bereiding van de preparaten gebeurde met het insluitmiddel Zrax (W. P. Dailey; refractieindex \geq 1.7). Diatomeeën werden geïdentificeerd tot op soort- of variëteitniveau. Per staal werden in totaal minstens 200 à 300 valven geteld. De berekening van de diatomee-indices gebeurde met het programma OMNIDIA 5.2.

1.3.2.3 Berekening EQR

De bepaling van de EQR voor fyto benthos steunt op de Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS), een op diatomeeën gebaseerde index die de algemene vervuilingsgraad van het milieu

weergeeft. De IPS wordt frequent gebruikt in Europees waterkwaliteitsonderzoek omdat ze berekend wordt op basis van een uitgebreide lijst van diatomeeëntaxa waarvoor gevoeligheid en indicatorwaarde zijn gekend.

Om een indicatie te krijgen van de afzonderlijke rol van eutroficatie (nutriëntenvervuiling) in de afwijking t.o.v. de referentietoestand kan de Trophic Diatom Index (TDI; Kelly & Whitton, 1995) gebruikt worden. TDI wordt uitgedrukt op een schaal gaande van 0 (zeer lage nutriëntenconcentraties) tot 100 (zeer hoge nutriëntenconcentraties). De EQR die hiermee berekend wordt vormt een nuttige aanvulling van de EQR_{IPS} , maar wordt niet gebruikt in de uiteindelijke kwaliteitsbeoordeling.

Correcte interpretatie van TDI-waarden en ervan afgeleide EQR's kan weliswaar slechts wanneer het relatieve aandeel aan voor organische vervuiling tolerante taxa (%PT) gekend is, omdat organische vervuiling een hoge TDI kan veroorzaken. Het effect van nutriëntenaanrijking is enkel onderscheidbaar van dat van organische vervuiling indien het %PT laag ligt. Bij hoge %PT-waarden kunnen geen solide conclusies getrokken worden omtrent eutroficatie, maar kan wel gesteld worden dat de waterloop op de plaats van staalname zwaar belast is met organische componenten.

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt uitgegaan van een referentietoestand voor fyto-benthos die niet beïnvloed wordt door de hydromorfologische karakteristieken van de waterloop. De berekening van de EQR gebeurt voor IPS en IBD door eenvoudige deling door 20 (d.i. de maximale waarde) en voor TDI met de formule $1-(TDI/100)$ (Triest et al., 2008).

De klassenindeling van de EQR_{IPS} wordt gegeven in Tabel 9. Voor klassegrenzen voor EQR_{TDI} wordt verwezen naar Triest et al. (2008). De oorspronkelijke methodologie voorzag een verlaging van de GEP- en MEP-grenzen voor het kanaal, om rekening te houden met veronderstelde negatieve effecten van scheepvaart (Triest et al., 2008). Naar aanleiding van een interkalibratie-oefening uitgevoerd ter afstemming van fyto-benthosbeoordelingsmethoden gebruikt in het Vlaamse Gewest en het BHG in het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde (Van Onsem & Triest, 2012), werd besloten de klassenindeling voor IPS en TDI gelijk te stellen met de sterk veranderde waterlopen in het BHG. Hoewel de impact van scheepvaart onvoldoende is gekend, kan verondersteld worden dat de passage van binnenschepen vooral niet-mitigeerbare effecten heeft op fytoplankton, eerder dan op benthische diatomeeën (Van Onsem & Triest, 2012). Voor de biologische kwaliteitselementen macrofyten, fytoplankton en macro-invertebraten wordt wel rekening gehouden met het artificiële karakter en de gebruikswaarde van het kanaal.

Tabel 9: Klassenindeling van de EQR_{IPS} voor het kwaliteitselement fyto-benthos. Voor het kanaal worden oorspronkelijke klassengrenzen weergegeven (Triest et al., 2008), en deze voorgesteld in Van Onsem & Triest (2012) en toegepast in huidig rapport.

Klasse	Zenne, Woluwe en kleinere waterlopen	Kanaal met scheepvaart (Triest et al., 2008)	Kanaal met scheepvaart (Van Onsem & Triest, 2012)	
MEP	\geq	0.80	0.65	0.80
GEP	\geq	0.65	0.55	0.65
MATIG	\geq	0.45	0.45	0.45
ONTOEREIKEND	\geq	0.25	0.25	0.25
SLECHT	\geq	0	0	0

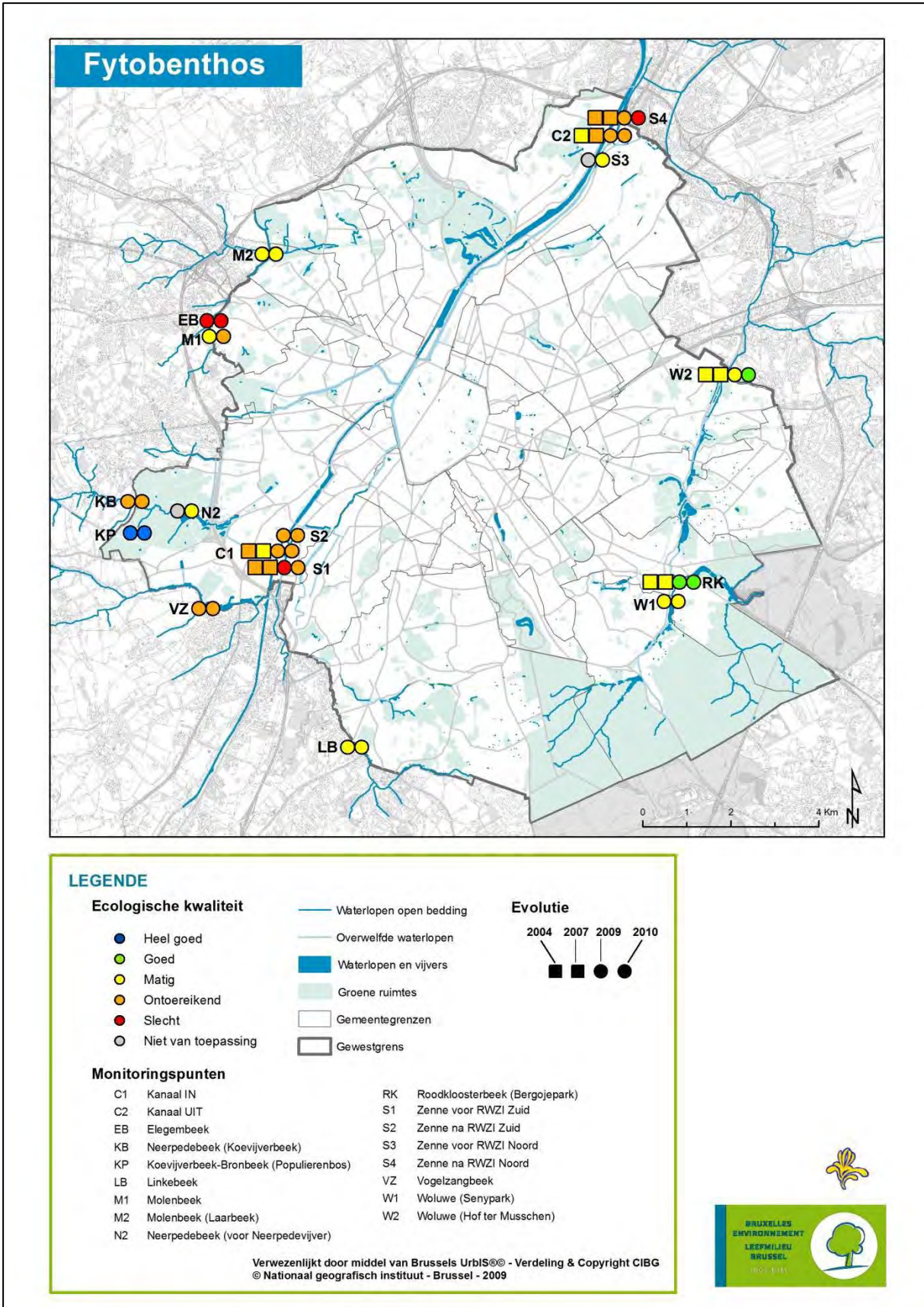
1.3.3 Resultaten

1.3.3.1 Algemeen

De kwaliteitsindices en de EQR_{IPS} -waarden berekend voor de stalen genomen op de 17 locaties variëren van slecht tot waarden die overeenstemmen met het maximaal ecologisch potentieel (Figuur 19). De gemiddelde EQR -waarde voor beide jaren samen bedraagt 0.444 (± 0.194) ($n=32$). In 2009 bedroeg het gemiddelde 0.449 (± 0.203) ($n=15$), in 2010 was dat 0.440 (± 0.192) ($n=17$).

Slechts twee locaties in 2009 (KP en RK) en drie in 2010 (KP, RK en W2) haalden de doelstelling van een goed ecologisch potentieel. De hoogste waarden voor IPS werden gevonden voor de bronbeek KP (Tabel 10). Deze waterloop met laag debiet bevindt zich vermoedelijk buiten de invloed van puntlozingen en uitgesproken diffuse vervuiling, maar de hoge TDI wijst mogelijk toch op het voorkomen van nutriëntenrijke episodes. De hoge IPS-waarden voor deze bronbeek benadrukken de positieve invloed van relatieve hydrologische isolatie en een klein stroombekken op de kwaliteit van het water in een sterk gewijzigd landschap. Het is van belang dergelijke resterende bronbosjes in het Brussels Gewest te vrijwaren van degradatie, o.a. omwille van het specifieke biologische karakter van bovenlopen, hun aandeel in de regionale biodiversiteit van verschillende taxa, en de biogeochemische koppeling van beboste bovenlopen met stroomafwaartse ecologische processen (Meyer et al., 2007). Eventueel kan beheer toegepast worden gericht op behoud of herstel van de bij de vrij goede waterkwaliteit horende freatofytenvegetatie, door regelmatige verwijdering van ruigteplanten.

De waarden van %PT lagen relatief laag in KP, LB, N2, RK, W1, W2, C1 en C2, zodat TDI op deze locaties een goede indicatie vormt voor de graad van nutriënten-aanrijking (Tabel 10). Het verloop van TDI-waarden voor RK, W2 en kanaal wordt gegeven in Figuur 26 en Figuur 28.



Figuur 19: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. fytobenthos (IPS) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal.

Tabel 10: Diatomeeindices voor locaties in waterlopen en kanaal in 2009 en 2010. Grijze cellen: geen data. Waarden tussen haakjes zijn gebaseerd op een tweede staalname in 2010. Voor S1 en S4 werden IPS-waarden van de tweede staalname gebruikt in berekening EQR_{IPS} voor 2010.

	2009				2010			
	IPS	IBD	TDI	%PT	IPS	IBD	TDI	%PT
Waterlopen:								
EB	1.6	4.1	94.8	93.6	2.1	2.1	90.9	71.5
KB	7.9	8.5	80.7	6.8	8.2	8.1	96.8	47
KP	16.4	13.4	95.8	5.2	16.7	13.7	87.7	3.1
LB	10.6	11.5	75.5	6.7	11.1	11.9	82.9	11.1
M1	10	10.2	91.6	47.4	6.2	6.5	98.9	86.5
M2	9.7	12.4	77.7	54.6	9.7	11	74.3	28.5
N2					11	11.2	98.1	4.5
RK	15.4	15.3	53.6	3.8	14	13.8	67.2	4
S1	4.3	7	96.8	69.7	(5.2)	(7.2)	(95.6)	(46)
S2	7.2	8.5	85.8	31.3	7.8	9.5	86.2	42.9
S3					10.9	12.2	90.9	21
S4	5.9	8	92	47.1	(4.2)	(5.9)	(97.7)	(78)
VZ	5.3	5.7	96.9	66.3	5	6.7	97.5	36.3
W1	12.6	12.9	82.3	17	10.2	10.6	86.3	15.1
W2	12	13	79.9	21.8	13.3 (14.5)	13.1 (14.6)	71 (77.9)	7.6 (1.6)
Kanaal:								
C1	8.6	8.8	84.5	10.5	6.4 (7.5)	7.7 (8.1)	78.6 (90.9)	2.5 (23.4)
C2	7.1	7.2	86	4.6	7.5 (9.5)	8.1 (8.5)	78.7 (92.5)	1.5 (14.5)

De diatomeeindices IPS, IBD, TDI en %PT correleerden sterk met een groot deel van de gemeten omgevingsvariabelen (Spearman rank order correlaties; Tabel 11). Indexwaarden die duiden op een goede waterkwaliteit voor fyto-benthos stemden overeen met de aan betere waterkwaliteit gerelateerde waarden voor de respectievelijke stressfactoren, en vice versa. IPS en IBD bleken positief gecorreleerd aan zuurstofwaarden en negatief aan conductiviteit, concentraties van stikstofverbindingen, totaal-fosfaat (TP) en opgeloste reactieve fosfaat (SRP) (Tabel 11). Er werd geen significant verband gevonden tussen de gebruikte indices en pH, temperatuur en silicaatgehalte. Het uitgesproken verband tussen diatomeeindices en fysisch-chemische indicatoren in deze studie bevestigt de geschiktheid van de EQR o.b.v. IPS-waarden in de kwaliteitsbeoordeling van de waterlopen.

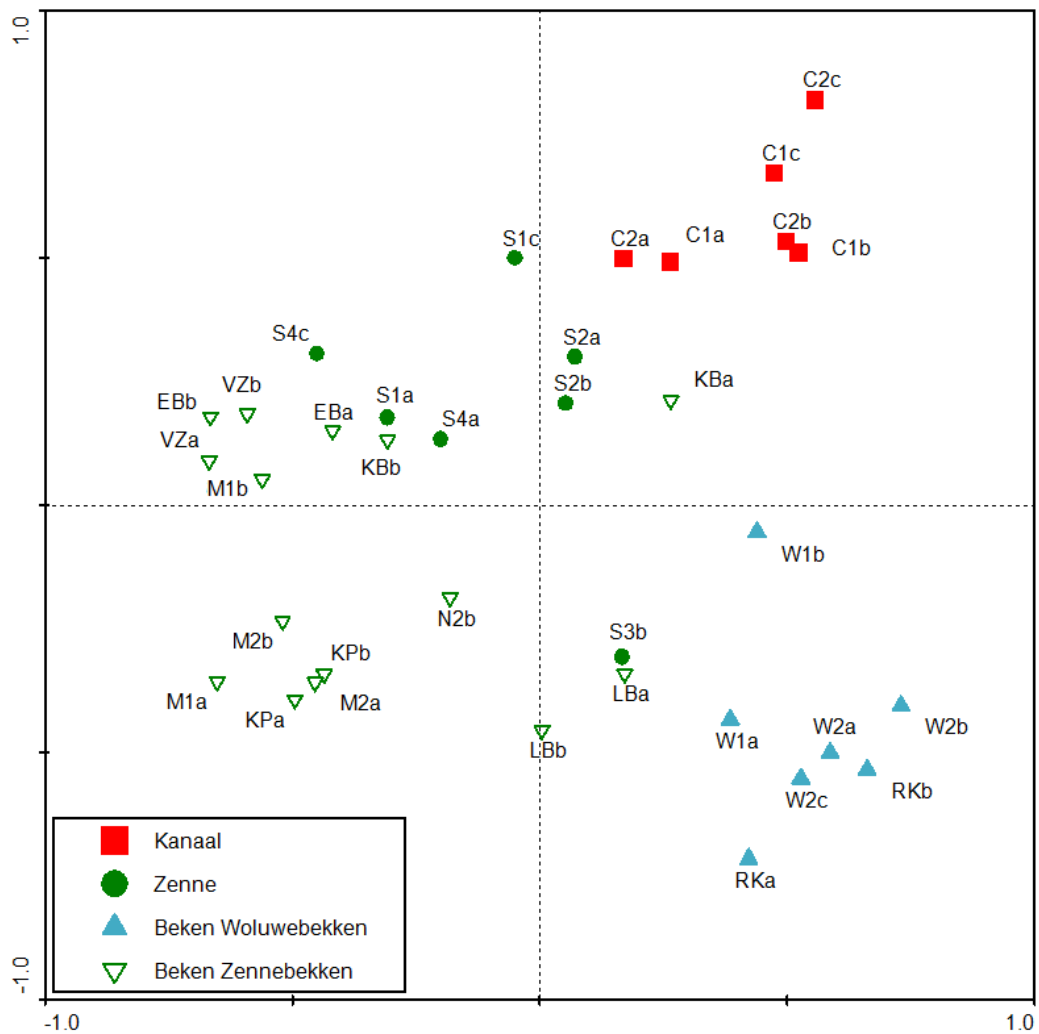
Tabel 11: Spearman correlaties tussen diatomee-indices en fysisch-chemische variabelen. Grijs: significant; * p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; n=30.

	pH	T	O ₂ conc.	O ₂ sat.	Cond.	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	DIN	TP	SRP	SiO ₂
IPS	0.22	-0.09	0.53**	0.50**	-0.54**	-0.42*	-0.70***	-0.69***	-0.69***	-0.69***	0.05
IBD	0.22	-0.01	0.53**	0.51**	-0.56**	-0.39*	-0.73***	-0.71***	-0.74***	-0.71***	0.10
TDI	-0.30	-0.20	-0.63***	-0.66***	0.74***	-0.09	0.76***	0.57**	0.75**	0.76**	0.13
%PT	0.02	-0.28	-0.25	-0.30	0.56**	0.09	0.58***	0.58***	0.48**	0.54**	0.23

Gradiënten van vervuiling

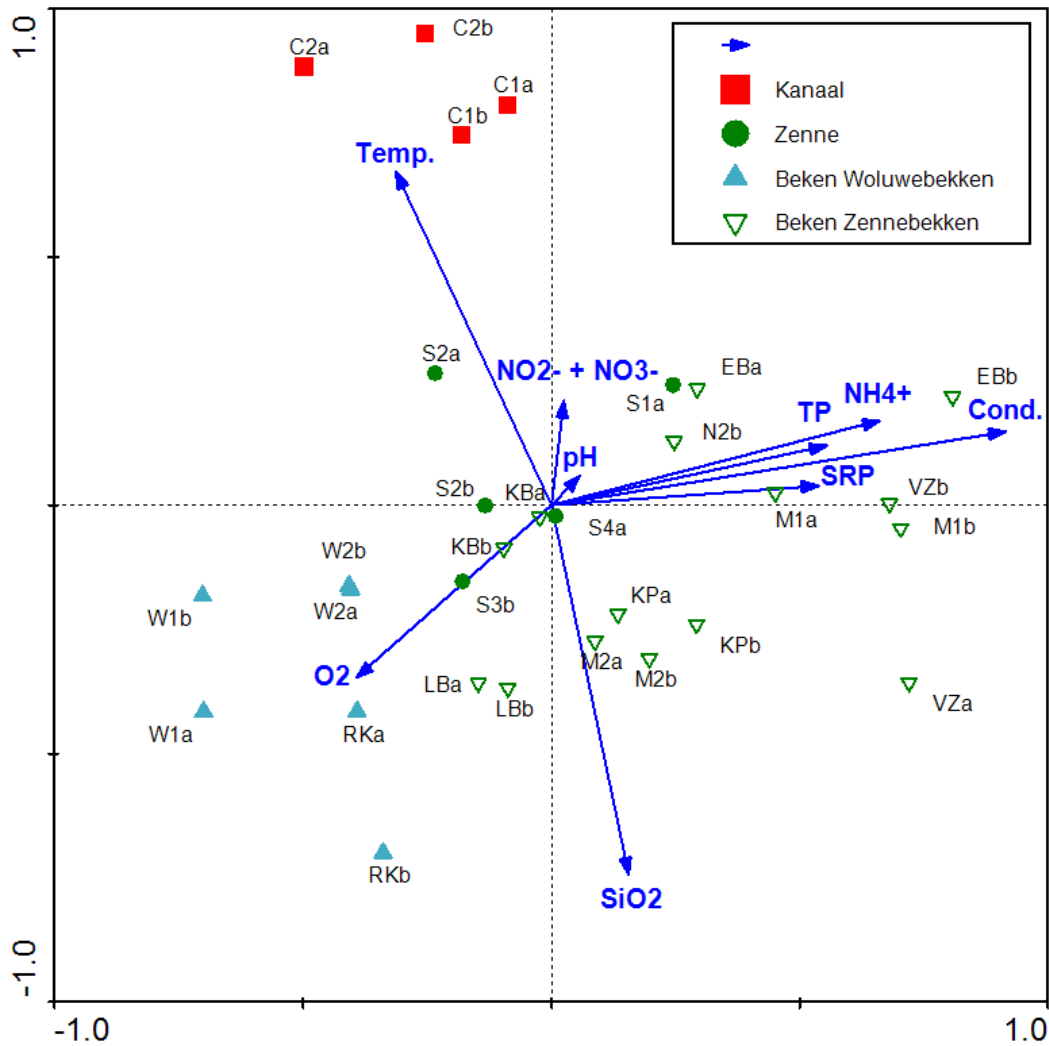
Het PCA-ordinatiediagram (Figuur 20) toont een scheiding tussen groepen van stalen afkomstig uit het Woluwebekken (W1, W2 en RK), de Zenne, het kanaal en de overige waterlopen.

Het uniforme, homogene karakter van het kanaal blijkt uit de clustering van de bemonsterde fyto-benthosgemeenschappen (Figuur 20, Figuur 21). De specifieke fysische structuur van een diep kanaal met steile, artificiële oevers en traagstromend eutroof water bevoordeelt planktonische primaire producenten, waaronder een grote densiteit centrische diatomeeën. Planktonische diatomeeën waren abundant in de bemonsterde biofilms van uitgehangen substraat in het kanaal (gemiddelde relatieve proportie van 75%; n=6). De aanwezigheid van allochtone planktonische-diatomeefrustulen in het fyto-benthos is een algemeen verschijnsel waar de biofilm in contact staat met van oorsprong stilstaand of traagstromend water, bijvoorbeeld vijverwater.



Figuur 20: PCA-ordinatiediagram o.b.v. diatomeegemeenschappen. Totale verklaarde variantie: 35.9% (eerste as 19.8%). Legende waterlopen: C1 – Kanaal (Zuid), C2 – Kanaal (Noord), EB – Elegembeek, KB – Neerpedebeek (Koevijverbeek), KP – Koevijverbeek-bronbeek (populierenbos), LB – Linkebeek, M1 – Molenbeek, M2 – Molenbeek (Laarbeek), N2 – Neerpedebeek (voor Neerpedevijver), RK – Roodkloosterbeek, S1 – Zenne (voor RWZI Zuid), S2 – Zenne (na RWZI Zuid), S3 – Zenne (voor RWZI Noord), S4 – Zenne (na RWZI Noord), VZ – Vogelzangbeek, W1 – Woluwe (Senypark), W2 – Woluwe (Hof ter Musschen). Legende jaarcodes: a – 2009, b – 2010, c – 2010 (2^e staalname).

In een RDA met Monte-Carlo-permutatietests (Figuur 21) hadden conductiviteit ($p < 0.01$), silicaatgehalte ($p < 0.01$), temperatuur ($p < 0.01$) en concentratie ammonium ($p < 0.05$) een significant aandeel in de verklaring van de soortvariatie in de diatomeegemeenschappen. Conductiviteit is een maat voor de concentratie opgeloste ionen in het water, en sterk verhoogde waarden vormen een indicatie voor een grote afstroom van verontreinigd water in het bekken van de waterloop. Permanent hoge concentraties aan ionen veranderen de osmotische eigenschappen van het aquatische milieu, zodat hoge conductiviteit ook een directe stress op de aanwezige organismen impliceert.



Figuur 21: RDA-ordinatiediagram o.b.v. diatomeegemeenschappen en milieuvariabelen. Totale verklaarde variantie in soortgegevens: 28.6% (eerste as 17.1%); verklaarde variantie in soort-milieu relatie: 57.8% (eerste as 34.5%). Legende waterlopen: C1 – Kanaal (Zuid), C2 – Kanaal (Noord), EB – Elegembeek, KB – Neerpedebeek (Koevijverbeek), KP – Koevijverbeek-bronbeek (populierenbos), LB – Linkebeek, M1 – Molenbeek, M2 – Molenbeek (Laarbeek), N2 – Neerpedebeek (voor Neerpedevijver), RK – Roodkloosterbeek, S1 – Zenne (voor RWZI Zuid), S2 – Zenne (na RWZI Zuid), S3 – Zenne (voor RWZI Noord), S4 – Zenne (na RWZI Noord), VZ – Vogelzangbeek, W1 – Woluwe (Senypark), W2 – Woluwe (Hof ter Musschen). Legende jaarcodes: a – 2009, b – 2010.

In het ordinatiediagram (Figuur 21) bevinden de stalen van Elegembeek, Molenbeek en Vogelzangbeek zich aan het eutrofe, verontreinigde einde van de vervuilingsgadiënt. De fysicochemie van het water wordt op deze locaties gekenmerkt door hoge concentraties ammonium, totale en opgeloste fosfaat, hoge conductiviteitswaarden, en een lage zuurstofverzadiging.

De groep van stalen verzameld in het Woluwedal onderscheidt zich qua fysisch-chemische samenstelling van de sterk verontreinigde waterlopen, en is in zekere mate gerelateerd aan hogere zuurstofconcentraties. Centraal langsheen de gradiënt bevinden zich locaties die door

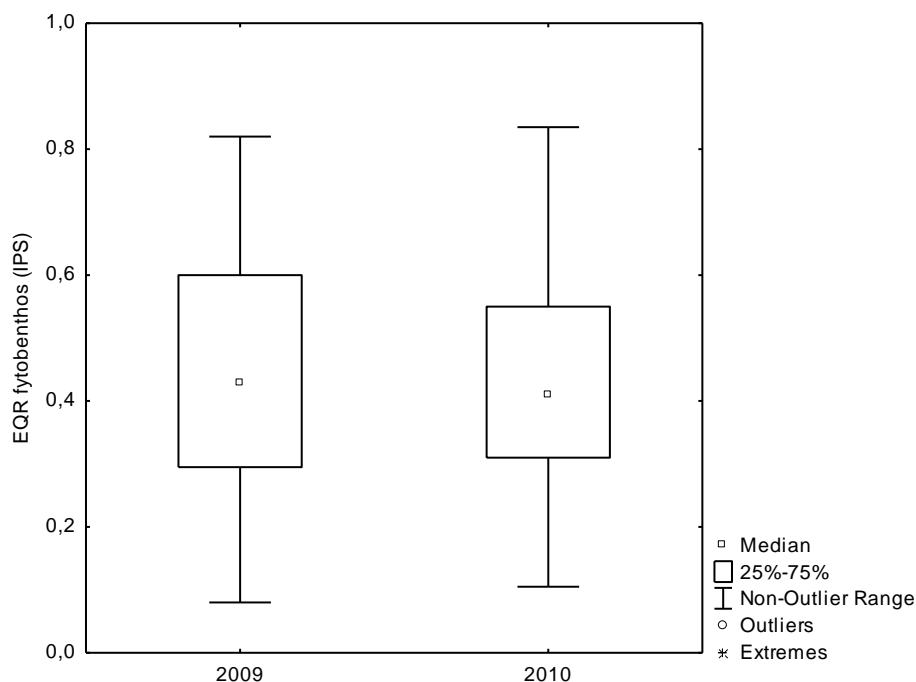
hun eerder zandige ondergrond hogere concentraties opgelost silicaat bevatten (Linkebeek, Molenbeek-Laarbeek en Koevijverbeek-bronbeek).

1.3.3.2 Temporele trend

Algemene trend

Wanneer de gegevens voor 2009 en 2010 vergeleken worden, valt op dat er over het algemeen geen uitgesproken wijzigingen plaatsvonden in de kwaliteit van het milieu voor de diatomeegemeenschappen. Vier locaties kwamen in 2010 in een andere kwaliteitsklasse terecht, maar waar dat gebeurde, lagen de EQR-waarden voor de jaren 2009 en 2010 vrij dicht bijeen. Een uitzondering is M1, waar de EQR met 38% afnam. Aan M1 en S4 verlaagde de kwaliteitsklasse, aan S1 en W2 werd een klasseverbetering waargenomen.

O.b.v. de locaties die in beide jaren bemonsterd werden, werd geen significante temporele trend gevonden (gepaarde t-test, $n=15$, $p=0.24$; Figuur 22). Dit bevestigt dat de algemene waterkwaliteit voor fyto-benthos globaal ongewijzigd bleef.



Figuur 22: Vergelijking van de EQR-waarden o.b.v. fyto-benthos voor de jaren 2009 en 2010. Enkel de locaties waarvan gegevens beschikbaar zijn voor beide jaren, werden gebruikt ($n=15$). Er vond geen significante wijziging plaats van de EQR-waarden in 2010 (gepaarde t-test, $p=0.24$).

Tijdreeksen standaardlocaties

Voor Roodkloosterbeek, Woluwe aan Hof ter Musschen, Zennestalen en kanaalstalen bestaat de mogelijkheid een vergelijking te maken met gegevens uit voorgaande studies (Van Tendeloo et al., 2004; Triest et al., 2008). Ook binnen de studieperiode 2009-2010 zijn extra data beschikbaar (Van de Perre, 2010; Interkalibratieoefening VMM-VUB-ULB, 2010 (niet gepubliceerd)). Voor Zenne en kanaal werden resultaten van een fyto-benthosstaalname in 2011 opgenomen (acrylwolstalen uitgehangen op 30 maart 2011 en opgehaald op 11 mei 2011; Van Onsem & Triest, 2012). Tijdens de vergelijking moet het gebruik van verschillende substraattypes in het hoofd gehouden worden.

Roodkloosterbeek en Woluwe

RK evolueerde van matige kwaliteit naar goede kwaliteit overeenstemmend met het GEP (Figuur 23). Omdat het punt van staalname stroomafwaarts het vijvercomplex van Rood Klooster gelegen is, kan een effect van opvang van planktonische taxa door acrylwol in 2004 en 2007 niet uitgesloten worden. In september 2009 bleek de kwaliteit weinig te verschillen met die in april (Van de Perre, 2010).

In W2 bleef de algemene kwaliteit in 2009 ongewijzigd (matig) t.o.v. 2004 en 2007. Het GEP werd in 2010 op twee staalnamemomenten gehaald (Figuur 23). In maart werd een ontoereikende waterkwaliteit waargenomen (Van de Perre, 2010), maar opnieuw kan dat deels te wijten zijn aan het gebruik van acrylwol. Resultaten van 2004 en 2007 zijn echter rechtstreeks vergelijkbaar met maart 2010, en de indicatie van lagere ecologische kwaliteit in de periode rond staalname in maart 2010 is dus vermoedelijk wel betekenisvol.

Zenne

De evolutie van de EQR_{IPS} volgde voor S1 en S4 een parallel patroon (Figuur 24). Tussen 2003 en 2007 trad een verbetering op die het gevolg kan zijn van de ingebruikname van de waterzuiveringsstations Zuid en Noord (Triest et al., 2008). Opvallend is dat de kwaliteit voor fyto-benthos afnam in de jaren 2009 en 2010 t.o.v. die in 2007. S1 kende een terugval van 'ontoereikend' naar 'slecht' in 2009, maar steeg een klasse in 2010. In 2011 werd – weliswaar binnen de klasse 'ontoereikend' – een verbetering waargenomen ($EQR_{IPS} = 0.40$), zodat de waterkwaliteit bijna het niveau van 2007 haalde. S4 bevond zich in 2007 op de grens van de klassen 'ontoereikend' en 'matig', maar zakte terug tot een kwaliteit die in 2010 schommelde tussen 'ontoereikend' (maart) en 'slecht' (juli). In 2011 werd een hogere EQR_{IPS} (0.34) gemeten dan het gemiddelde o.b.v. de twee staalnames in 2010, maar zoals op locatie S1 bleef de waterkwaliteit ontoereikend.

De EQR_{TDI} op plaatsen S1 en S4 kende een gelijkaardig verloop (Figuur 27), met een stijging in de periode tot 2007, gevolgd door een terugval. In S1 in 2009 was de stijging van TDI zeer

uitgesproken. De vrij hoge waarden voor %PT in de Zenne (Tabel 10) wijzen op een significante organische vervuiling van het water, wat een effect heeft op de TDI.

Wat betreft het kwaliteitselement fyto-benthos is er in de Zenne bij binnenstromen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (S1) een globale verbetering waarneembaar t.o.v. 2003, maar de sterke terugval van de EQR_{IPS} in 2009 wijst erop dat deze positieve trend niet geheel stabiel is. Bij het uitstromen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (S4) werd in 2011 slechts een beperkte verbetering t.o.v. de situatie in 2003 gemeten. De verbetering tussen de jaren 2003 en 2007 kon er niet verdergezet worden.

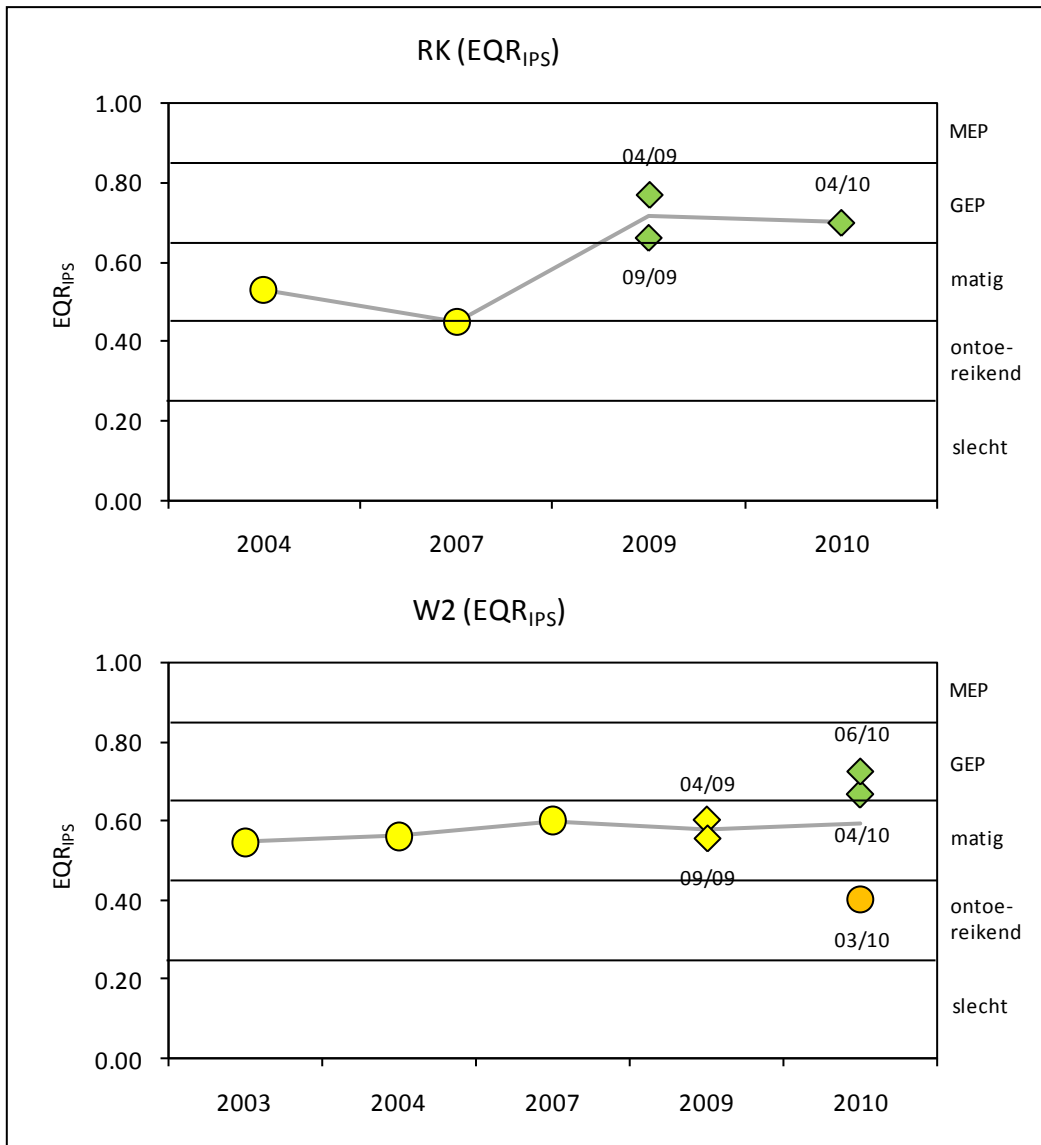
Anno 2011 bleef de ecologische waterkwaliteit van de Zenne o.b.v. fyto-benthos **ontoereikend**.

Kanaal

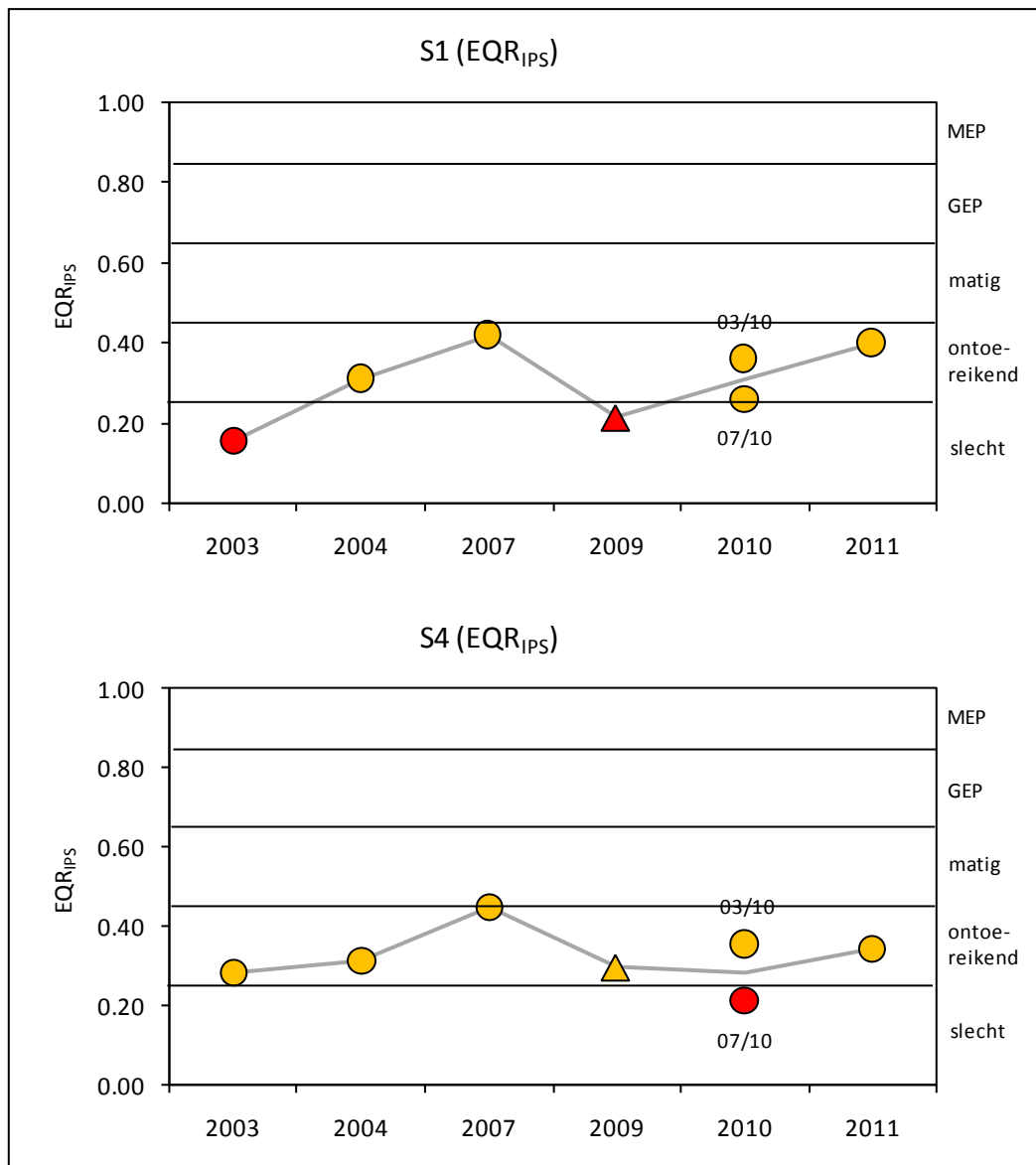
De kwaliteit aan de staalnamepunten in het kanaal schommelde over het algemeen tussen de klassen ‘ontoereikend’ en ‘matig’ (Figuur 25). In Anderlecht vond een daling plaats t.o.v. 2007, in het noorden van het gewest bleef de gemiddelde EQR_{IPS} in 2010 stabiel. In 2011 werd in C2 de hoogste EQR-waarde gemeten sinds 2004 ($EQR_{IPS} = 0.57$), een verbetering t.o.v. 2010. Volgens de oorspronkelijke methodologie (Triest et al., 2008) werd hiermee het GEP bereikt, maar a.g.v. de heraanpassing van de klassenschaal (Van Onsem & Triest, 2012) bleef het kwaliteitsoordeel ‘matig’.

Stroomopwaarts (C1) bevond het kanaal zich in 2011 in een significant slechtere toestand dan het meest stroomafwaartse deel, aan de noordzijde van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (C2; Van Onsem & Triest, 2012).

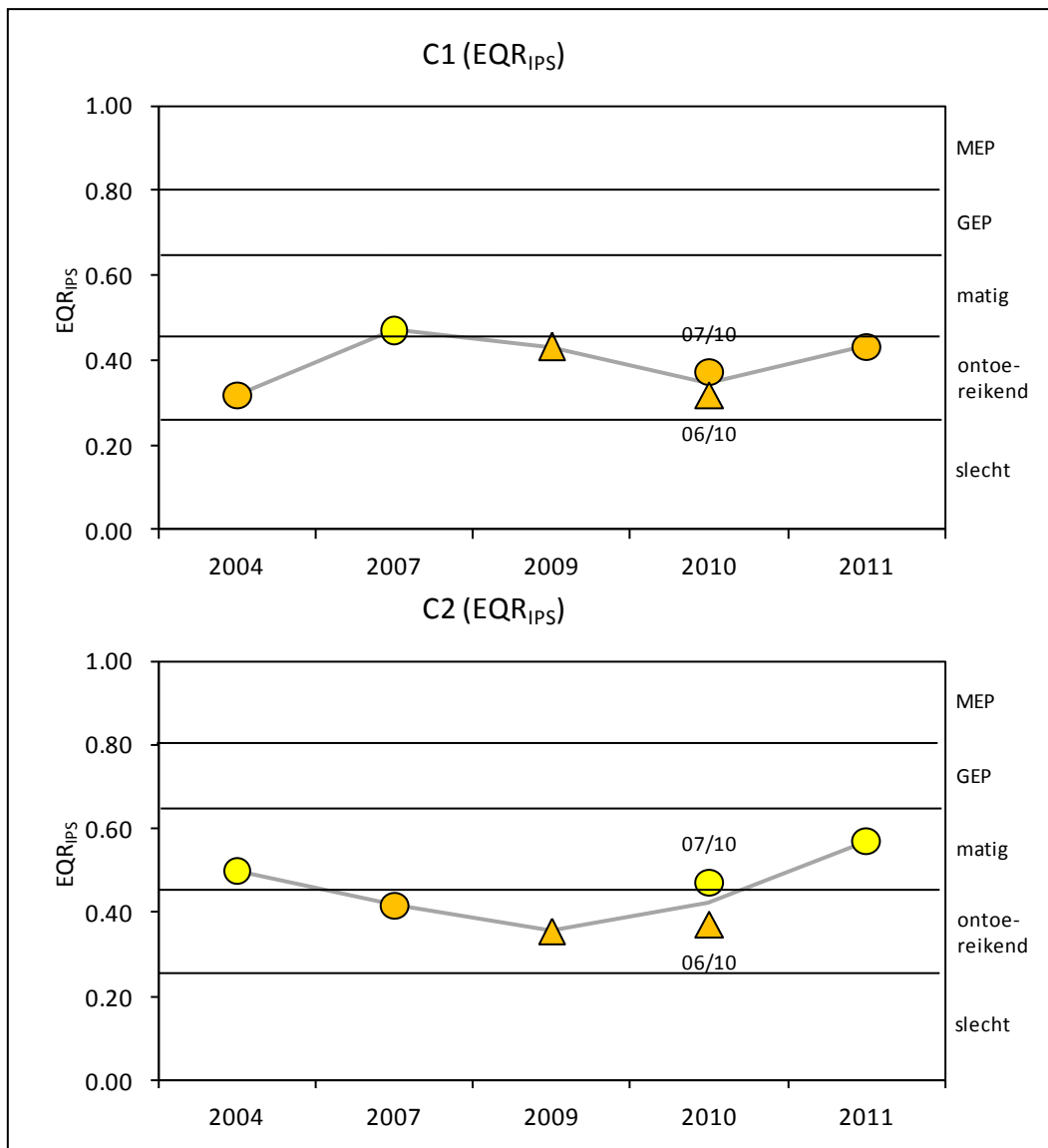
Het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde bevond zich in 2011 op beide meetplaatsen in een betere toestand dan in 2009-2010, maar enkel ter hoogte van de Budabrug (C2), leidde dit tot een hogere gemiddelde klasse. Het GEP werd gedurende de studieperiode niet bereikt.



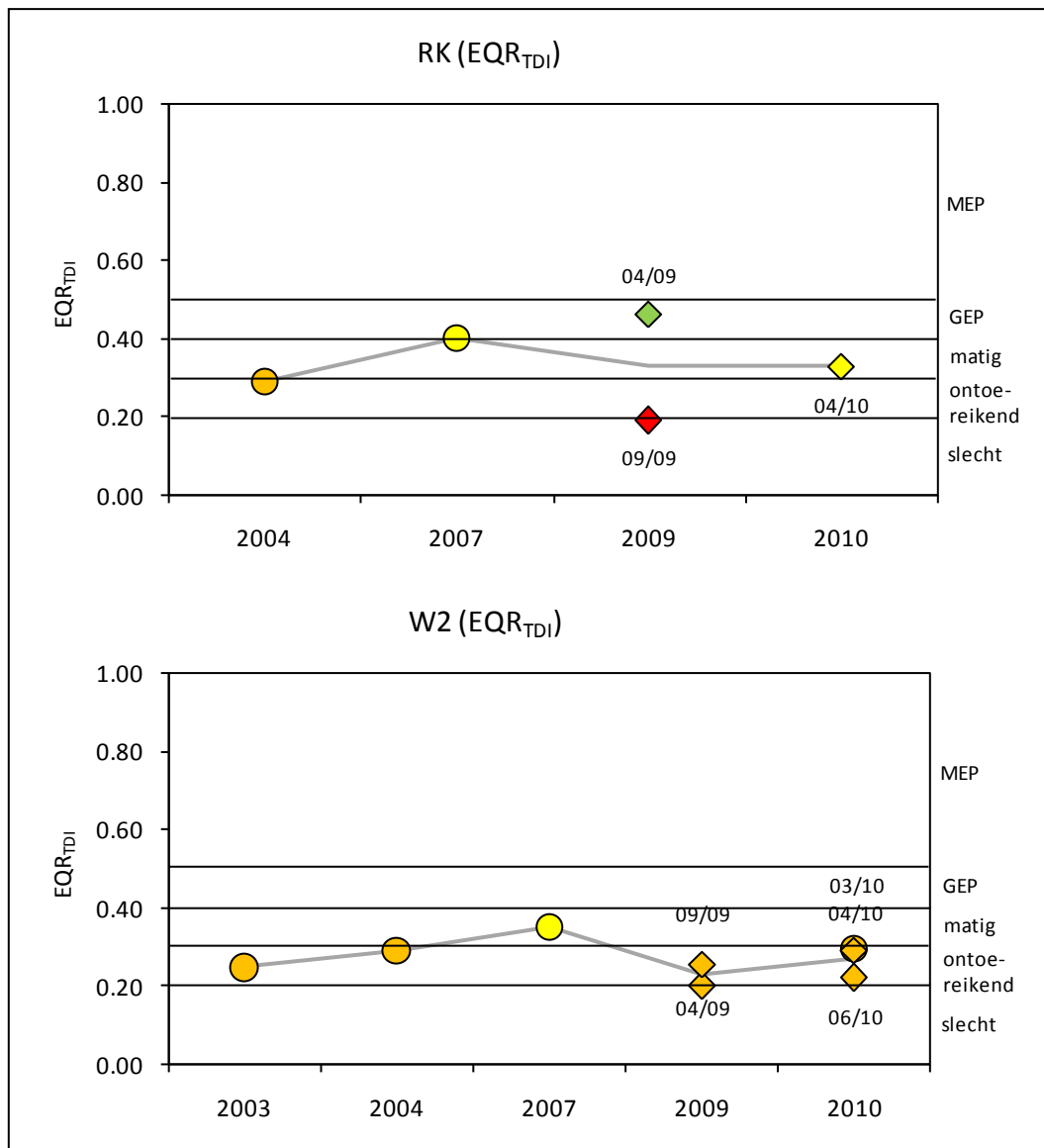
Figuur 23: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto-benthos (EQR_{IPS}) voor RK (boven) en W2 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwolsubstraat; ruiten: natuurlijk substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere staalnames.



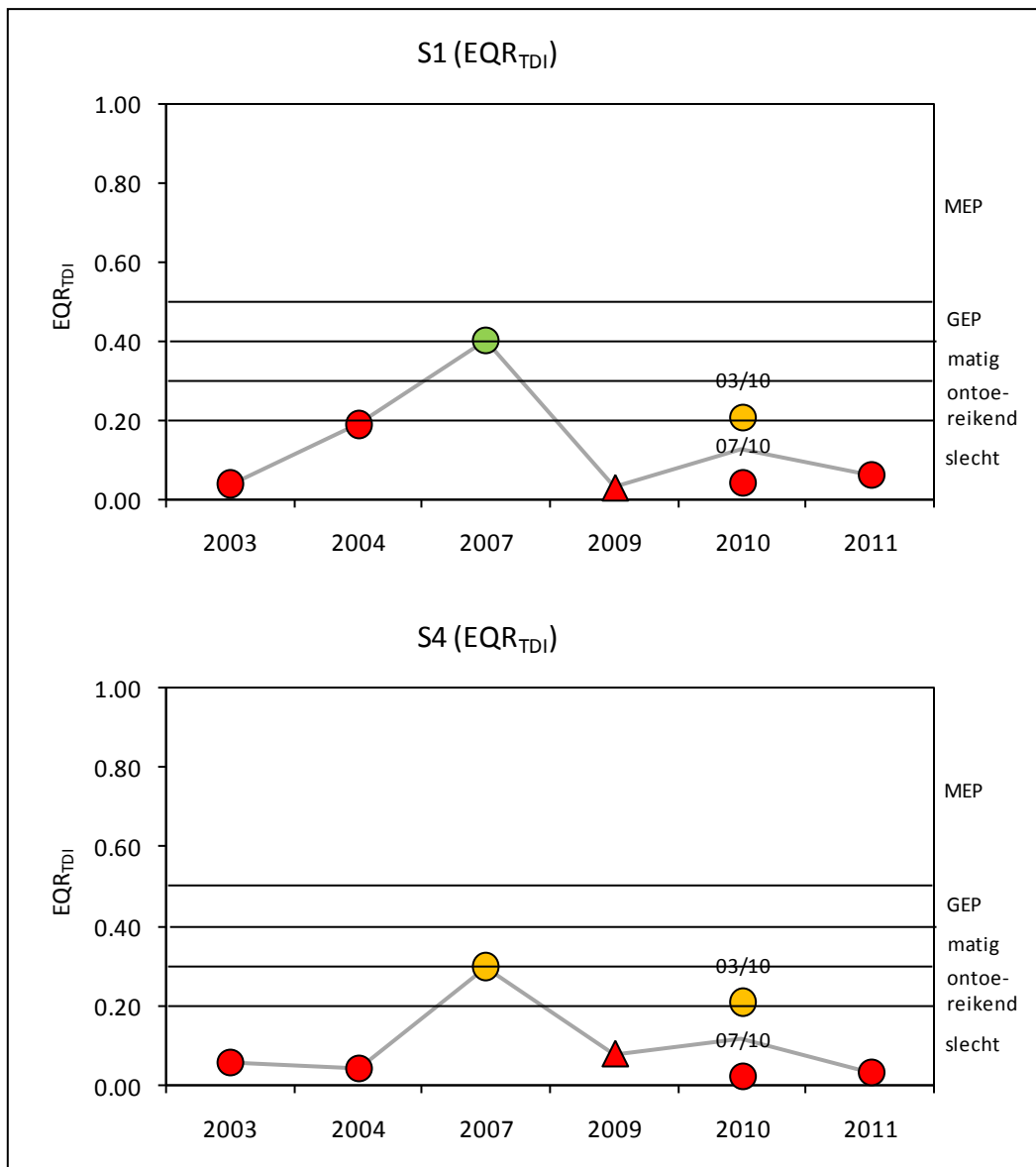
Figuur 24: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto­benthos (EQR_{IPS}) voor S1 (boven) en S4 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwolsubstraat; driehoeken: uitgehangen stenig substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere stal­names.



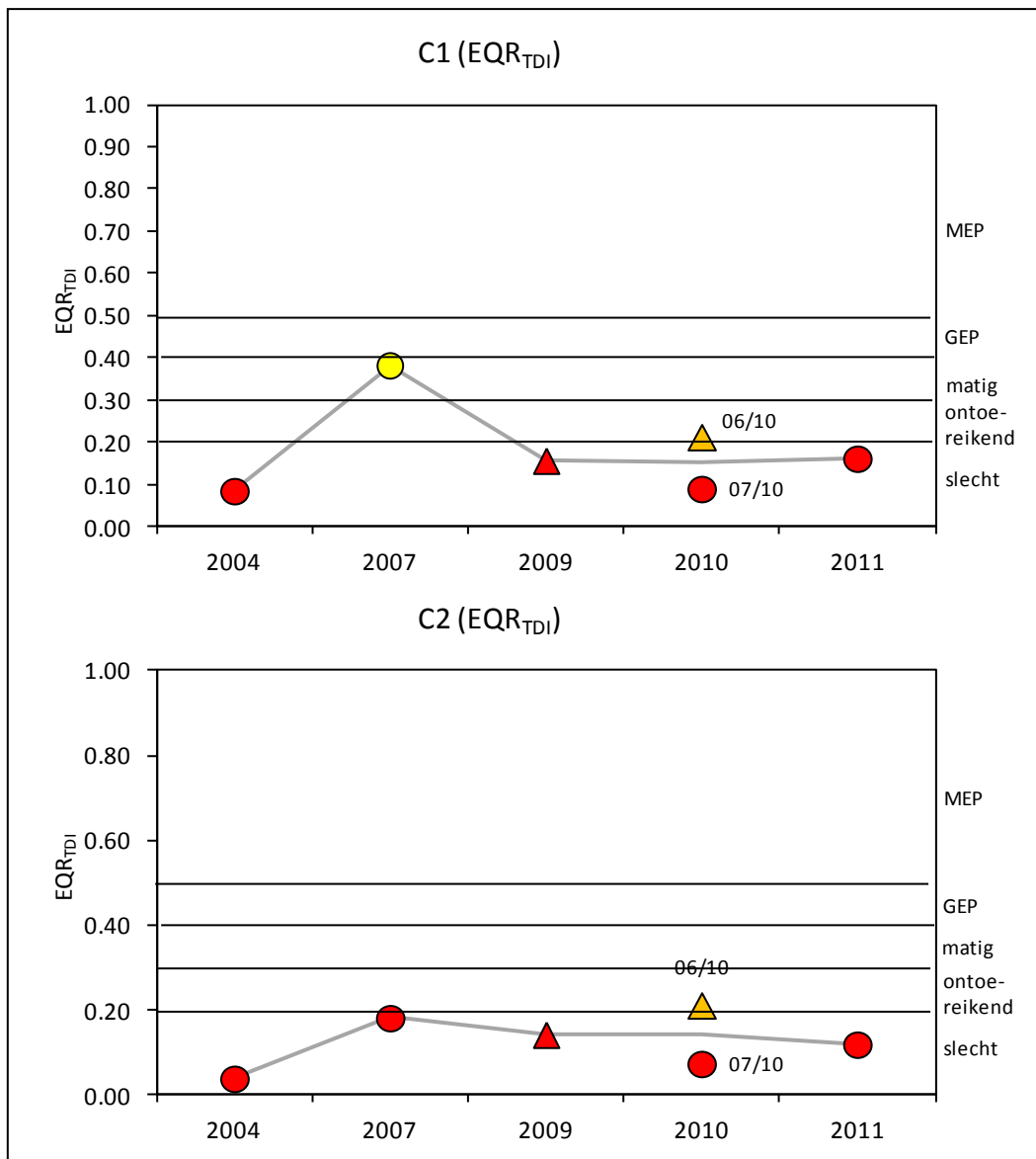
Figuur 25: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto-benthos (EQR_{IPS}) voor C1 (boven) en C2 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwolsubstraat; driehoeken: uitgehangen stenig substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere staalnames.



Figuur 26: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto-benthos (EQR_{TDI}) voor RK (boven) en W2 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwolsubstraat; ruiten: natuurlijk substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere staalnames.



Figuur 27: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto­benthos (EQR_{TDI}) voor S1 (boven) en S4 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwool­substraat; driehoeken: uitgehangen stenig substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere stal­names.



Figuur 28: Evolutie van de ecologische kwaliteit o.b.v. fyto-benthos (EQR_{TDI}) voor C1 (boven) en C2 (onder). Bollen: uitgehangen acrylwolsubstraat; driehoeken: uitgehangen stenig substraat. De labels bevatten maand en jaar van bemonstering voor jaren met meerdere stalnames.

1.4 Waterflora

Het kwaliteitselement ‘waterflora’ omvat de macrofyten en het fytobenthos. De combinatie van deze afzonderlijke organismegroepen in een algemene EQR kan op twee manieren, die verschillen in de mate waarin elk onderdeel doorweegt in de eindbeoordeling.

Een transformatie van de EQR-waarden voor fytobenthos is nodig bij de berekening van de EQR-waarden voor waterflora. De transformatie maakt de fytobenthosdata rechtstreeks vergelijkbaar met de toestand van het waterlichaam o.b.v. gegevens van macrofyten. De herschaling gebeurt volgens een lineaire transformatie zoals gebruikt in VMM (2009). Daarbij wordt de oorspronkelijke EQR-waarde omgezet naar de klassenindeling van de EQR voor macrofyten.

$$\text{getransformeerde EQR fytobenthos} = \text{OG}_T + [(\text{BG}_T - \text{OG}_T) * (\text{EQR}_{\text{NT}} - \text{OG}_{\text{NT}}) / (\text{BG}_{\text{NT}} - \text{OG}_{\text{NT}})]$$

- EQR_{NT}: oorspronkelijke EQR-waarde fytobenthos
- OG_{NT}: ondergrens van oorspronkelijke klasse
- BG_{NT}: bovengrens van oorspronkelijke klasse
- OG_T: ondergrens van dezelfde klasse na herschaling
- BG_T: bovengrens van dezelfde klasse na herschaling

De klassengrenzen voor EQR waterflora worden gegeven in Tabel 12.

Tabel 12: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement waterflora.

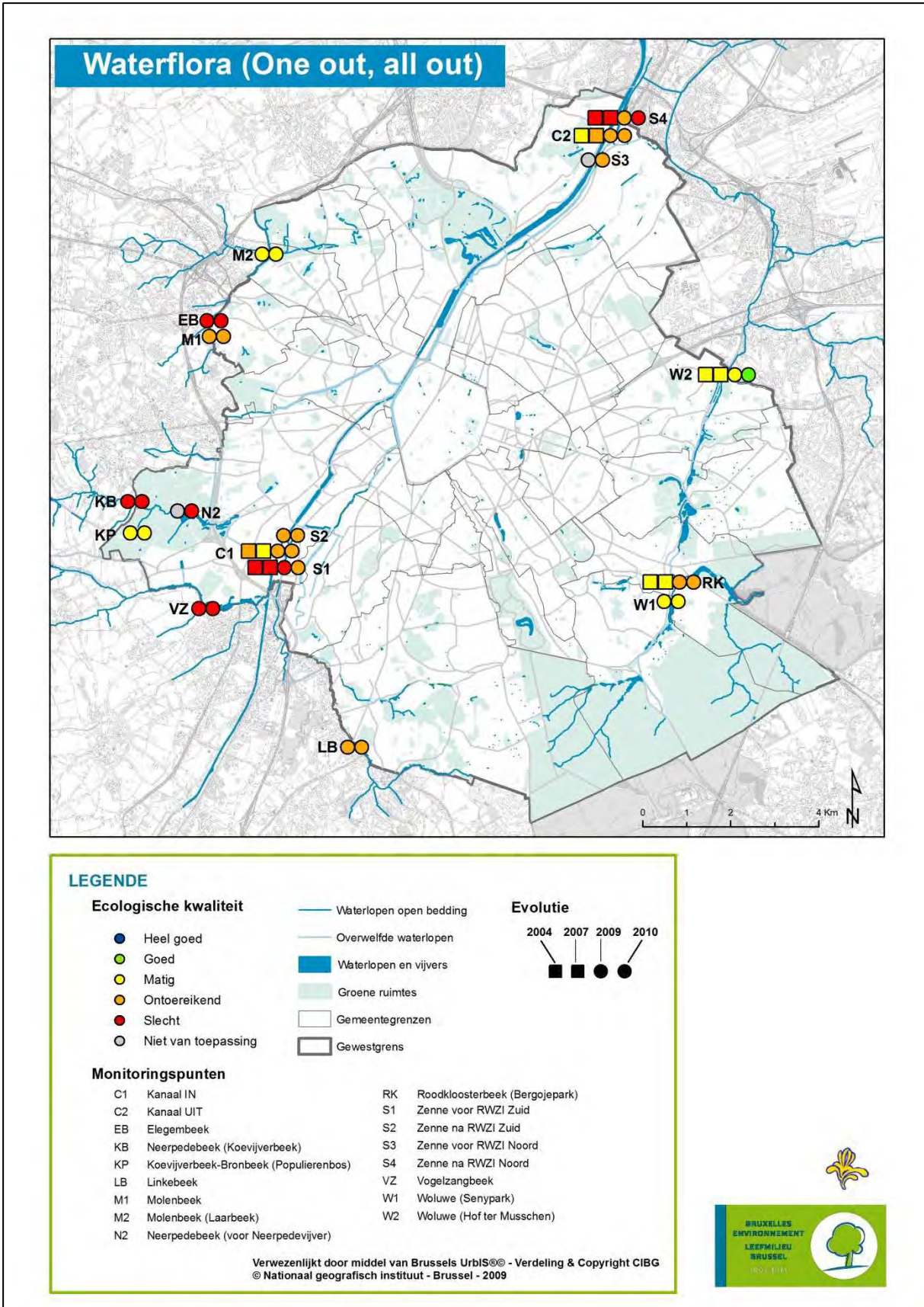
Klasse	EQR
MEP	= 1
GEP	≥ 0.7
MATIG	≥ 0.3
ONTOEREIKEND	≥ 0.1
SLECHT	≥ 0

Bij het One-out-All-out-principe wordt enkel de laagste EQR-waarde weerhouden. Het andere kwaliteitselement wordt niet in rekening gebracht (Triest et al., 2008).

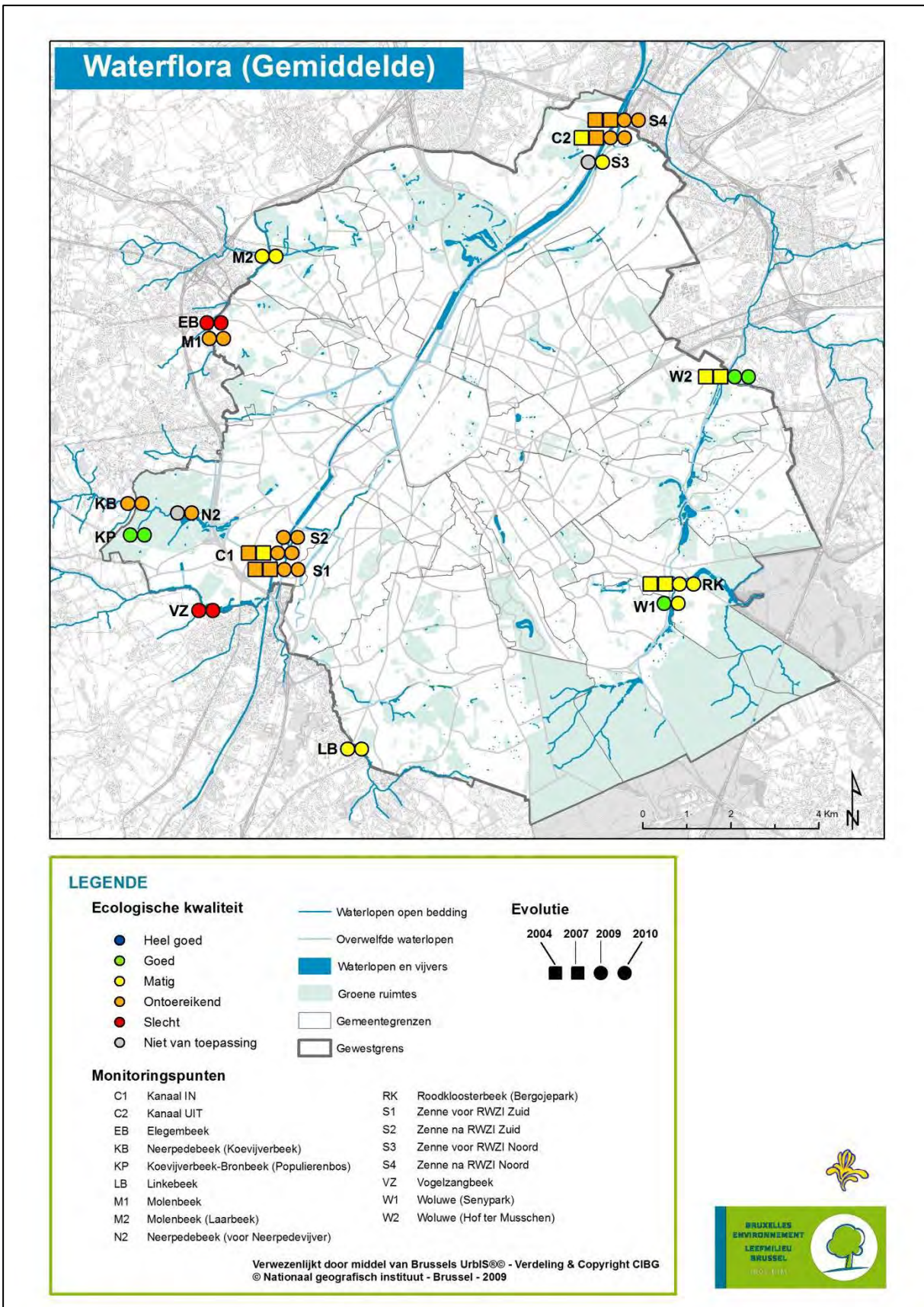
In een tweede methode wordt de gemiddelde waarde genomen van de EQR voor macrofyten en de getransformeerde EQR voor fytobenthos. Waar één van beide kwaliteitselementen niet

relevant is, wordt de EQR waterflora gelijkgesteld aan die van de organismegroep waarvoor beoordeling wel van toepassing is.

De waarden van de EQR voor waterflora worden gegeven in Tabel 16. Voor de locaties N2 en S3 werd geen gecombineerde waterflora-index bepaald voor 2009, omdat gegevens voor fyto-benthos in dat jaar ontbreken terwijl dit element er wel relevant is. Een overzicht van EQR-klassen voor waterflora wordt gegeven in Figuur 29 (One out, all out) en Figuur 30 (Gemiddelde).



Figuur 29: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. waterflora (One out, all out) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal.



Figuur 30: Overzicht van de EQR-kwaliteitsklassen o.b.v. waterflora (Gemiddelde) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal.

1.5 Fytoplankton

1.5.1 Inleiding

Planktonische microscopische algen en cyanobacteriën vormen een belangrijke component in het ecosysteem van stilstaande of traagstromende waterlichamen. Eutroficatie van de waterkolom leidt tot verhoogde risico's op fytoplanktonbloei en hoge turbiditeit van het water, met destabilisatie en verdwijnen van submerse waterplanten en macroalgen (Scheffer et al., 1993).

1.5.2 Methodologie

1.5.2.1 Inzameling

Waterstalen voor identificatie en kwantificatie van het fytoplankton werden met een plastic buis ingezameld vanop een boot of vanaf de oever. Stalen werden in afwachting van analyse gefixeerd met Lugol, natriumthiosulfaat en gebufferde formaline. Samen met fytoplanktonstalen werden waterstalen voor meting van conductiviteit en analyse van concentraties Chl *a* en totaal-fosfaat ingezameld.

1.5.2.2 Berekening EQR

Voor de berekening van de ecologische kwaliteitsratio o.b.v. fytoplankton werden oorspronkelijk zes deelvariabelen geselecteerd (Van Tendeloo et al., 2004). In dit rapport wordt de variabele 'Zuurstofverzadiging' uit de analyse weggelaten, omdat de waarde van deze fysisch-chemische eenheid niet eenduidig in verband staat met de fytoplanktondensiteit. Een superverzadigde waterkolom komt immers voor in periodes van hoge fotosynthetische activiteit van planktonische organismen. Zuurstofconcentraties zouden bruikbaar zijn in de beoordeling van de integriteit van de fytoplanktongemeenschap indien de metingen gecorrigeerd worden voor zuurstofproductie door macrofyten.

De resterende maatlatten gebruikt in de berekening van de EQR voor fytoplankton zijn conductiviteit, concentratie totaal fosfaat, fytoplanktonabundantie in aantal cellen per ml, fytoplanktonabundantie in pigmentconcentratie en gevoeligheid voor cyanobacteriële bloei (Tabel 13).

In de abundantiescore gebaseerd op pigmentconcentratie wordt rekening gehouden met de specifieke condities in het kanaal: enerzijds afwezigheid van submerse vegetatie die fytoplankton onder controle zou kunnen houden, en anderzijds turbulentie veroorzaakt door scheepvaart die de beschikbaarheid van nutriënten in de waterkolom verhoogt en niet-motiele algen in suspensie houdt.

Tabel 13: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor fytoplankton (aangepast naar Van Tendeloo et al., 2004).

Maatlat en maatlatklassen	Score
1. Run-offscore (conductiviteit)	
Gemiddeld 800-1000 $\mu\text{S/cm}$ met piekwaarden boven 1000 $\mu\text{S/cm}$	0
Gemiddeld 700-800 $\mu\text{S/cm}$ met piekwaarden boven 800 $\mu\text{S/cm}$	1
Gemiddeld 700-800 $\mu\text{S/cm}$	3
Steeds lager dan 700 $\mu\text{S/cm}$	5
2. Totaal-fosfaatscore	
Piekwaarden boven 1 mg P/l	0
Gemiddeld 0.5-1 mg P/l	1
Gemiddeld lager dan 0.5 mg P/l, maar met piekwaarden tot 1 mg P/l	3
Steeds lager dan 0.5 mg P/l	5
3. Score fytoplanktonabundantie in aantal cellen/ml	
Gemiddeld hoger dan 20000 cellen/ml	0
Gemiddeld hoger dan 5000 cellen/ml	1
Gemiddeld tussen 1000 en 5000 cellen/ml	3
Steeds lager dan 1000 cellen/ml	5
4. Score fytoplanktonabundantie in pigmentconcentratie	
Chl a + feofytine $\geq 120 \mu\text{g/l}$ - indien geen beheerde visvijver	0
Chl a + feofytine $\leq 120 \mu\text{g/l}$ - indien submerse macrofyten afwezig	1
Chl a + feofytine $\geq 120 \mu\text{g/l}$ - indien beheerde visvijver (of kanaal)	3
Chl a + feofytine $\leq 120 \mu\text{g/l}$ - indien submerse macrofyten aanwezig (of kanaal)	5
5. Score cyanobacteriebloei	
Meerdere perioden met cyanobacteriebloei	0
Gemiddeld matige abundantie met 1 cyanobacteriebloei	1
Gemiddeld lage abundantie	3
Gemiddeld zeer lage abundantie	5
Kanaal en vijvers:	
Som van variabelen 1 t.e.m. 5 (maximale score)	25
EQR op basis van variabelen 1-5 (schaal 0-1)	beoordeling/25

Tabel 14: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement fytoplankton.

Klasse	EQR
MEP	= 1
GEP	≥ 0.7
MATIG	≥ 0.3
ONTOEREIKEND	≥ 0.1
SLECHT	≥ 0

1.5.3 Resultaten

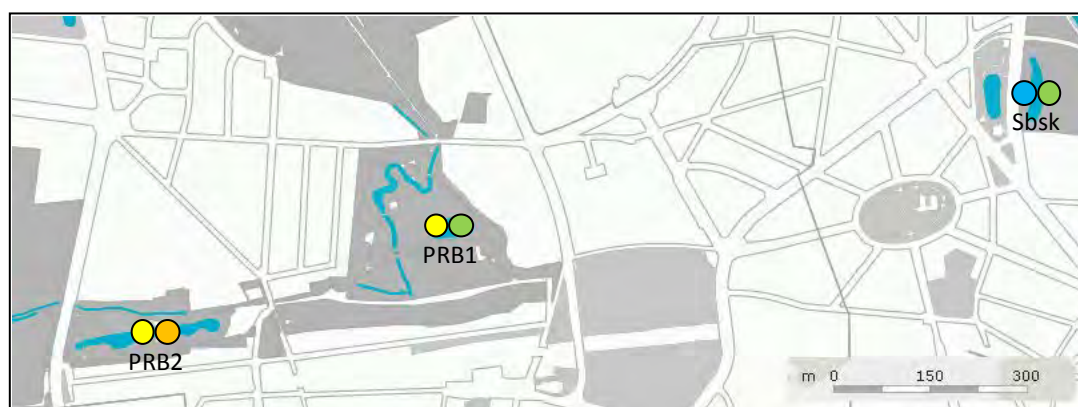
Resultaten van de beoordelingen voor fytoplankton en gerelateerde deelvariabelen worden gegeven in Tabel 15. EQR-waarden voor het kwaliteitselement fytoplankton in de vijvers worden gegeven in Figuur 31 en Figuur 32. Voor de in 2009 droogliggende vijvers is het element fytoplankton niet relevant.

De EQR-waarden lagen globaal redelijk hoog, met op vijf locaties het bereiken van het MEP in één of beide jaren. Opvallend is de vrij drastische wijziging van de EQR tussen 2009 en 2010 in de vijvers Dens, Leyb b, PRB1 en Wpk1. Een verklaring voor het vrij variabele karakter van dit kwaliteitselement is de hoge nutriëntenbeschikbaarheid van de vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (Peretyatko & Triest, 2006). Sommige vijvers bevinden zich om die reden in een situatie van contrasterende alternatieve evenwichten, waarvan de ecologische uitkomst kan wijzigen binnen eenzelfde groeiseizoen of tussen de jaren. Leyb b is een voorbeeld van een vijver die sterk achteruitging als gevolg van algenbloei.

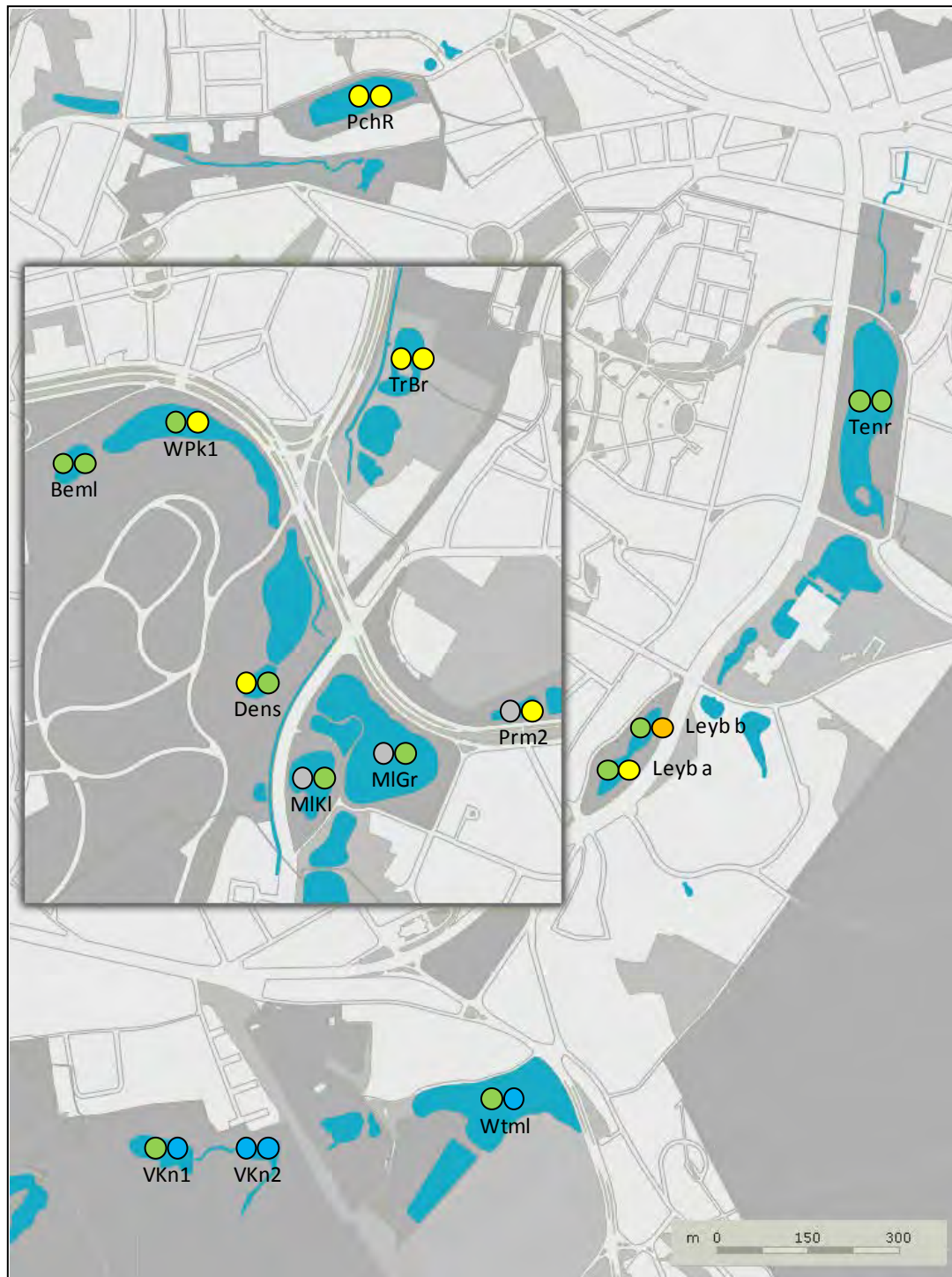
Door het verband met macrofyten scoren vijvers met een rijke submerse vegetatie ook hoog op de EQR voor fytoplankton (o.a. MIK1, Tenr, Wtml). Beml en Dens haalden ondanks de afwezigheid van abundante submerse macrofyten het GEP in 2010, in Dens waarschijnlijk te danken aan de hoge graasdruk van grote Cladocera in afwezigheid van zoöplanktivore vis (De Backer et al., 2010).

Tabel 15: Deelscores van de staalnamepunten op de variabelen voor berekening van EQR voor fytoplankton. Grijze cellen: variabele niet van toepassing (droogliggende vijvers).

	2009						2010							
	1. Run-off (conductiviteit)	2. Totaal fosfaat	3. Fytoplanktonabundantie (#cellen/ml)	4. Fytoplanktonabundantie (µg [Chl _a +feofytine]/ml)	5. Cyanobacteriebloei	Totale score	EQR 2009	1. Run-off (conductiviteit)	2. Totaal fosfaat	3. Fytoplanktonabundantie (#cellen/ml)	4. Fytoplanktonabundantie (µg [Chl _a +feofytine]/ml)	5. Cyanobacteriebloei	Totale score	EQR 2010
Kanaal:														
C1	0	5	1	5	5	16	0.64	0	5	1	5	5	16	0.64
C2	1	5	1	5	5	17	0.68	0	5	1	5	5	16	0.64
Vijvers:														
Beml	0	3	5	5	5	18	0.72	0	3	5	5	5	18	0.72
Dens	5	5	1	1	5	17	0.68	5	5	1	5	5	21	0.84
Leyb a	5	0	3	5	5	18	0.72	5	0	1	5	5	16	0.64
Leyb b	5	5	3	5	5	23	0.92	5	0	1	0	0	6	0.24
MIGr								5	5	1	5	5	21	0.84
MIK1								5	3	5	5	5	23	0.92
PchR	5	5	0	1	3	14	0.56	5	5	0	1	5	16	0.64
PRB1	0	0	1	5	5	11	0.44	0	5	5	5	5	20	0.80
PRB2	3	5	0	1	1	10	0.40	1	5	0	0	1	7	0.28
Prm2								0	0	3	5	5	13	0.52
Sbsk	5	5	5	5	5	25	1.00	5	5	3	5	5	23	0.92
Tenr	5	5	0	5	5	20	0.80	5	5	1	5	5	21	0.84
TrBr	5	3	1	3	1	13	0.52	5	3	0	3	3	14	0.56
VKn1	5	5	1	5	5	21	0.84	5	5	5	5	5	25	1.00
VKn2	5	5	5	5	5	25	1.00	5	5	5	5	5	25	1.00
WPk1	0	5	5	5	5	20	0.80	0	5	3	5	1	14	0.56
Wtml	5	5	3	5	5	23	0.92	5	5	5	5	5	25	1.00



Figuur 31: Ecologische toestand van vijvers in het Boudewijnpark en Sobieskipark o.b.v. fytoplankton en gerelateerde milieuvariabelen. Linkerbol: EQR-klasse in 2009; rechterbol: EQR-klasse in 2010.



Figuur 32: Ecologische toestand van vijvers in het Woluwebekken o.b.v. fytoplankton en gerelateerde milieuv variabelen. Inzetkader: Woluwepark en omgeving. Linkerbol: EQR-klasse in 2009; rechterbol: EQR-klasse in 2010.

1.6 Overzicht Waterflora & Fytoplankton

Tabel 16 geeft een overzicht van de EQR-waarden met klassen voor de kwaliteitselementen macrofyten, fyto-benthos, waterflora (macrofyten en fyto-benthos) en fytoplankton.

Tabel 16: Overzicht van de EQR-waarden voor macrofyten, fyto-benthos, waterflora (combinatie macrofyten en fyto-benthos) en fytoplankton voor waterlopen, kanaal en vijvers. Waterflora (OoAo): EQR waterflora volgens het One-out-All-out-principe. Waterflora (gemid.): gemiddelde EQR waterflora na herschaling EQR fyto-benthos. Grijs cellen: kwaliteitselement niet van toepassing of niet ingezameld. Asterisk: droogstaande vijver in zomer 2009.

Categorie	Code	EQR 2009					EQR 2010				
		Macro-fyten	Fyto-benthos	Water-flora (OoAo)	Water-flora (gemid.)	Fyto-plankton	Macro-fyten	Fyto-benthos	Water-flora (OoAo)	Water-flora (gemid.)	Fyto-plankton
Waterloop	EB	0.00	0.08	0.00	0.02		0.00	0.11	0.00	0.02	
Waterloop	KB	0.00	0.40	0.00	0.12		0.00	0.41	0.00	0.13	
Waterloop	KP	0.56	0.82	0.56	0.78		0.56	0.84	0.56	0.78	
Waterloop	LB	0.16	0.53	0.16	0.31		0.16	0.56	0.16	0.34	
Waterloop	M1	0.16	0.50	0.16	0.28		0.16	0.31	0.16	0.16	
Waterloop	M2	0.32	0.49	0.32	0.35		0.32	0.49	0.32	0.35	
Waterloop	N2	0.00					0.00	0.55	0.00	0.25	
Waterloop	RK	0.16	0.77	0.16	0.55		0.16	0.70	0.16	0.48	
Waterloop	S1	0.20	0.22	0.09	0.14		0.20	0.26	0.11	0.16	
Waterloop	S2	0.20	0.36	0.20	0.17		0.20	0.39	0.20	0.18	
Waterloop	S3	0.20					0.20	0.55	0.20	0.31	
Waterloop	S4	0.20	0.30	0.15	0.17		0.20	0.21	0.08	0.14	
Waterloop	VZ	0.00	0.27	0.00	0.06		0.00	0.25	0.00	0.05	
Waterloop	W1	0.80	0.63	0.66	0.73		0.80	0.51	0.42	0.61	
Waterloop	W2	0.80	0.60	0.60	0.70		0.80	0.67	0.73	0.77	
Kanaal	C1		0.43	0.28	0.28	0.64		0.32	0.17	0.17	0.64
Kanaal	C2		0.36	0.21	0.21	0.68		0.38	0.23	0.23	0.64
Vijver	Beml	0.33		0.33	0.33	0.72	0.47		0.47	0.47	0.72
Vijver	Dens	0.33		0.33	0.33	0.68	0.57		0.57	0.57	0.84
Vijver	Leyb a	0.50		0.50	0.50	0.72	0.50		0.50	0.50	0.64
Vijver	Leyb b	0.63		0.63	0.63	0.92	0.50		0.50	0.50	0.24
Vijver	MIGr*	0.00		0.00	0.00		0.37		0.37	0.37	0.84
Vijver	MIK1*	0.40		0.40	0.40		0.77		0.77	0.77	0.92
Vijver	PchR	0.47		0.47	0.47	0.56	0.47		0.47	0.47	0.64
Vijver	PRB1	0.57		0.57	0.57	0.44	0.50		0.50	0.50	0.80
Vijver	PRB2	0.53		0.53	0.53	0.40	0.53		0.53	0.53	0.28
Vijver	Pm2*	0.13		0.13	0.13		0.33		0.33	0.33	0.52
Vijver	Sbsk	0.30		0.37	0.37	1.00	0.30		0.37	0.37	0.92
Vijver	Tenr	0.90		0.90	0.90	0.80	0.90		0.90	0.90	0.84
Vijver	TrBr	0.50		0.50	0.50	0.52	0.50		0.50	0.50	0.56
Vijver	VKn1	0.57		0.63	0.63	0.84	0.43		0.50	0.50	1.00
Vijver	VKn2	0.90		0.90	0.90	1.00	0.83		0.83	0.83	1.00
Vijver	WPk1	0.93		0.93	0.93	0.80	0.87		0.93	0.93	0.56
Vijver	Wtml	0.87		0.87	0.87	0.92	0.87		0.87	0.87	1.00

1.7 Dankwoord

Mijn dank gaat in de eerste plaats uit naar Sandrine Dutrieux van het BIM, en Nicolas Crohain en prof. Guy Josens van de ULB, voor de uitwisseling van informatie en de goede samenwerking de afgelopen jaren.

Ik ben veel dank verschuldigd aan al diegenen die assisteerden tijdens terreinwerk, niet zelden onder moeilijke omstandigheden. Vooral Xavier Vermeersch en Sarah Labiese ben ik erkentelijk voor hun bereidheid om in te springen waar en wanneer nodig.

Verder wens ik het personeel van de Jardin Botanique Jean Massart te bedanken voor het ter beschikking stellen van de serres voor het ontkiemingsexperiment, de collega's van de VMM voor de uitvoering van de interkalibratie-opdrachten, Dimitri Van de Perre voor het leveren van de bijkomende gegevens, en Elise Beke voor het samenstellen van de overzichtskaarten in dit rapport.

1.8 Referenties

- Boquet R., 2004. Vergelijkende studie van milieuv variabelen en integrale beheersopties in ondiepe eutrofe vijvers. Thesis, 102 pp.
- De Backer S., A. Peretyatko, S. Teissier & L. Triest, 2008. Ecologische evaluatie van het bepoten van snoek in de biologisch gemanipuleerde vijvers van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Rapport, 51 pp.
- De Backer S., A. Peretyatko, S. Teissier & L. Triest, 2010. Ecologische beoordeling van het effect van biomanipulatie op langere termijn in enkele vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Eindverslag, 52 pp.
- González M.M., 2005. Abundance and diversity of macrophytes in clear and turbid shallow ponds in Brussels. Thesis, 80 pp.
- Hermly M., G. de Blust & M. Sloopmaekers, 2004. Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven, 451 pp.
- Hilt S., E.M. Gross, M. Hupfer, H. Morscheid, J. Maehlmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandrock, E.-M. Scharf, S. Schneider, K. van de Weyer, 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes - A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36: 155-171.
- Jochems H., A. Schneiders, L. Denys & E. Van den Bergh, 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag VMM, 51 pp.
- Kelly M.G. & A. Whitton, 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Meyer J. L., D. L. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman & N. E. Leonard, 2007. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 43:86-103.
- Peretyatko A. & L. Triest, 2006. Bepaling van de ecologische status van sommige vijvers beheerd door de A.G.R. van het B.I.M. Eindverslag, 49 pp.
- Scheffer M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Smart R.M., G.O. Dick & J. R. Snow, 2005. Update to the Propagation and Establishment of Aquatic Plants Handbook. Aquatic Plant Control Research Program, 26 pp.
- Smart R.M., G.O. Dick & R.D. Doyle, 1998. Techniques for establishing native aquatic plants. *Journal of Aquatic Plant Management* 36: 44-49.
- Ter Heerdt G.N.J., G.L. Verweij, R.M. Bekker & J.P. Bakker, 1996. An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
- Triest L., A. Peretyatko, T. Ndum Foy, P. Kaur, 2003. Studie van scores en indices voor het biologisch kwaliteitselement fyto bentos 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. Rapport, 70 pp.
- Triest L., A. Van Tendeloo, A. Beyene, A. Peretyatko, J. Breine, N. Crohain & G. Josens, 2008. 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, 225 pp.
- Van de Perre D., 2010. De ecologische waterkwaliteit van het Zennebekken op basis van diatomeeën en macro-invertebraten. Thesis Master in de Biologie, 125 pp.
- Van den Berg M.S., H. Coops & J. Simons, 2001. Propagule bank buildup of *Chara aspera* and its significance for colonization of a shallow lake. *Hydrobiologia* 462: 9-17.

- Van Onsem S. & L. Triest, 2012. Ecologische kwaliteitsbeoordeling op basis van fyto-benthos in het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde. Vergelijking van methoden gebruikt in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Rapport, 24 pp.
- Van Tendeloo A., G. Gosset, J. Breine, C. Belpaire, G. Josens & L. Triest, 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 + 75 pp annex.
- Van Tendeloo A., T. Foy & L. Triest, 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.
- VMM, 2009. Biological assessment of the natural, heavily modified and artificial surface water bodies in Flanders according to the European Water Framework Directive. Rapport, 78 pp.

1.9 Bijlagen

Tabel 17: Fysicochemie van de vijvers. N/A – niet beschikbaar.

Vijver	Campagne	pH	T °C	O ₂ mg O ₂ /L	O ₂ %	Cond. µS/cm	NO ₂ ⁻ mg N/L	NO ₃ ⁻ mg N/L	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ mg N/L	NH ₄ ⁺ mg N/L	DIN mg N/L	TP mg P/L	SRP mg P/L
Beml	apr. 09	7.67	15.3	6.28	63.9	835	0.002	0.048	0.051	0.277	0.327	0.064	0.003
Dens	apr. 09	7.80	14.3	9.15	90.4	465	0.005	0.087	0.093	0.117	0.210	0.072	0.007
Leyb a	apr. 09	7.83	20.7	10.68	119.0	829	0.011	0.105	0.116	0.229	0.345	0.127	0.011
Leyb b	apr. 09	7.52	19.9	7.64	86.8	833	0.014	0.229	0.243	0.241	0.483	0.069	0.002
PchR	apr. 09	8.10	17.5	11.12	114.8	599	0.010	0.078	0.088	0.058	0.147	0.151	0.001
PRB1	apr. 09	8.49	16.6	13.90	144.4	961	0.004	0.040	0.044	0.040	0.084	0.056	0.000
PRB2	apr. 09	7.95	16.5	8.25	85.1	777	0.002	0.003	0.005	0.024	0.028	0.259	0.000
Sbsk	apr. 09	7.84	15.6	18.37	184.5	733	0.007	0.070	0.077	0.076	0.153	0.118	0.005
Tenr	apr. 09	8.44	18.9	15.60	171.8	541	0.003	0.013	0.016	0.026	0.042	0.086	0.000
VKn1	apr. 09	7.86	14.8	11.68	116.4	578	0.085	2.197	2.282	0.054	2.336	0.032	0.000
VKn2	apr. 09	8.22	15.5	16.46	164.5	566	0.036	0.903	0.938	0.049	0.987	0.053	0.000
WPk1	apr. 09	7.46	15.4	8.82	88.5	929	0.017	0.430	0.448	0.390	0.838	0.127	0.006
Wtml	apr. 09	8.01	16.2	11.48	117.4	561	0.007	0.224	0.230	0.057	0.288	0.040	0.000
Beml	jul. 09	7.59	22.5	2.61	30.5	848	0.003	0.022	0.026	0.673	0.699	0.301	0.031
Dens	jul. 09	8.16	24.8	11.72	140.6	414	0.008	0.008	0.016	0.021	0.037	0.184	0.002
Leyb a	jul. 09	9.07	21.4	10.52	120.0	492	0.002	0.005	0.008	0.056	0.064	1.132	0.557
Leyb b	jul. 09	8.46	22.0	12.17	140.5	530	0.002	0.004	0.006	0.031	0.038	0.327	0.095
PchR	jul. 09	8.28	22.0	11.95	139.4	622	0.001	-0.001	0.001	0.021	0.022	0.508	0.002
PRB1	jul. 09	8.52	24.9	11.39	135.4	959	0.002	-0.001	0.001	0.015	0.016	0.752	0.344
PRB2	jul. 09	8.40	24.5	11.81	140.0	726	0.002	-0.002	0.000	0.017	0.017	0.508	0.005
Sbsk	jul. 09	7.67	20.7	5.13	57.0	662	0.004	0.004	0.007	0.092	0.099	0.489	0.038
Tenr	jul. 09	8.74	23.1	16.33	186.2	409	0.003	0.014	0.017	0.018	0.036	0.150	0.011
VKn1	jul. 09	7.41	19.8	4.33	48.1	406	0.004	0.025	0.029	0.096	0.125	0.188	0.018
VKn2	jul. 09	8.69	22.1	18.50	213.3	340	0.001	0.000	0.001	0.036	0.037	0.158	0.045
WPk1	jul. 09	7.72	20.6	4.44	49.6	994	0.004	0.009	0.014	0.320	0.334	0.278	0.016
Wtml	jul. 09	8.80	23.0	13.20	157.1	360	0.002	0.005	0.007	0.023	0.030	0.132	0.012
Beml	jul. 10	7.42	22.2	2.79	31.9	794	N/A	N/A	0.013	0.680	0.693	0.609	0.212
Dens	jul. 10	7.57	24.3	4.59	54.7	421	N/A	N/A	0.077	1.336	1.413	0.275	0.096
Leyb a	jul. 10	8.84	20.6	11.60	129.4	590	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	1.727	1.434
Leyb b	jul. 10	9.12	20.4	17.75	198.2	631	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	1.505	0.417
MIGr	jul. 10	8.38	23.5	10.91	128.9	593	N/A	N/A	0.026	0.054	0.080	0.173	0.017
MIK1	jul. 10	9.06	22.7	9.78	114.6	435	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	0.271	0.109
PchR	jul. 10	8.45	24.1	13.93	167.4	546	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	0.421	0.012
PRB1	jul. 10	9.64	24.1	12.33	145.3	827	N/A	N/A	0.012	0.070	0.082	0.429	0.276
PRB2	jul. 10	8.44	25.2	11.79	141.7	663	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	0.038	0.010
Prm2	jul. 10	7.67	21.1	3.66	41.2	870	N/A	N/A	0.182	0.270	0.452	1.403	0.726
Sbsk	jul. 10	7.56	22.4	4.32	49.8	703	N/A	N/A	0.013	0.947	0.960	0.414	0.111
Tenr	jul. 10	8.50	24.3	14.25	169.7	454	N/A	N/A	0.005	0.048	0.053	0.267	0.067
TrBr	jul. 10	7.60	N/A	8.68	93.1	708	0.036	0.786	0.822	0.306	1.128	0.414	0.045
VKn1	jul. 10	7.22	17.9	3.74	39.7	479	N/A	N/A	0.020	0.188	0.208	0.271	0.091
VKn2	jul. 10	9.52	23.0	20.75	242.3	262	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	0.068	0.011
WPk1	jul. 10	7.87	20.2	10.31	114.2	908	N/A	N/A	0.020	0.015	0.035	0.173	0.007
Wtml	jul. 10	7.90	22.4	8.77	100.9	525	N/A	N/A	0.005	0.015	0.020	0.436	0.164

Tabel 18: Fysicochemie van de waterlopen. N/A – niet beschikbaar.

Waterloop	Campagne	Datum	Uur	pH	T	O ₂	O ₂	Cond.	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	DIN	TP	SRP	SiO ₂
			h		°C	mg O ₂ /L	%	µS/cm	mg N/L	mg N/L	mg N/L	mg N/L	mg N/L	mg P/L	mg P/L	mg SiO ₂ /L
EB	apr. 09	15/04/09	16:15	8.24	10.1	3.43	30.8	1010	0.138	1.054	1.192	13.388	14.580	2.411	0.949	10.538
KB	apr. 09	15/04/09	13:30	8.09	10.3	5.30	47.1	959	0.100	1.329	1.429	4.799	6.228	0.380	0.141	13.852
KP	apr. 09	15/04/09	14:10	8.10	10.2	6.54	58.8	992	0.036	0.365	0.401	0.493	0.894	0.149	0.114	10.262
LB	apr. 09	15/04/09	12:15	8.13	10.8	10.37	93.1	891	0.001	8.516	8.517	0.476	8.993	0.185	0.084	15.831
M1	apr. 09	15/04/09	15:45	7.83	10.2	7.12	63.7	1168	0.159	2.628	2.787	5.020	7.807	0.357	0.133	13.254
M2	apr. 09	15/04/09	16:45	8.00	10.3	10.62	94.3	935	0.021	3.442	3.464	0.219	3.683	0.050	0.011	10.953
RK	apr. 09	15/04/09	18:20	7.84	12.5	9.71	92.1	730	0.010	0.340	0.350	0.148	0.498	0.033	0.004	13.990
VZ	apr. 09	15/04/09	13:00	7.90	11.1	4.68	42.8	1217	0.216	3.409	3.625	5.466	9.091	1.255	0.962	14.082
W1	apr. 09	15/04/09	18:40	8.08	12.3	10.85	102.1	567	0.009	0.224	0.233	0.131	0.364	0.079	0.015	13.898
W2	apr. 09	15/04/09	17:45	8.15	12.7	9.66	92.1	725	0.027	1.165	1.193	0.169	1.362	0.086	0.010	10.630
C1	mei 09	25/05/09	15:30	8.10	22.6	13.54	156.7	886	0.271	3.294	3.564	0.751	4.315	0.251	0.052	1.703
C2	mei 09	25/05/09	9:00	7.78	22.9	7.14	82.7	780	0.353	4.131	4.484	0.343	4.827	0.159	0.039	1.611
S1	mei 09	25/05/09	17:00	8.14	22.6	2.81	31.2	1118	0.676	3.272	3.948	8.210	12.158	1.381	0.950	16.153
S2	mei 09	25/05/09	14:00	7.72	23.2	3.86	42.3	1006	0.341	2.297	2.639	3.795	6.434	0.631	0.432	14.864
S4	mei 09	25/05/09	11:15	7.32	21.2	5.50	59.7	1217	0.293	1.071	1.364	5.631	6.995	0.786	0.434	18.132
EB	apr. 10	16/04/10	13:00	7.90	10.1	4.85	42.5	1324	0.138	0.753	0.891	26.455	27.346	8.653	1.452	10.856
KB	apr. 10	16/04/10	11:30	7.80	8.9	5.40	45.3	934	0.130	1.554	1.684	6.087	7.770	1.035	0.144	13.802
KP	apr. 10	16/04/10	11:00	7.83	9.3	9.48	82.0	1030	0.009	0.043	0.052	0.044	0.096	0.245	0.040	9.005
LB	apr. 10	16/04/10	16:00	8.13	10.4	11.15	98.7	893	0.196	8.297	8.493	0.852	9.345	0.429	0.105	16.372
M1	apr. 10	16/04/10	13:40	7.92	9.7	8.92	77.4	1269	0.157	2.136	2.293	6.105	8.398	0.963	0.243	12.075
M2	apr. 10	16/04/10	14:30	8.40	9.7	15.81	137.2	918	0.024	3.070	3.095	0.015	3.110	0.143	0.033	10.194
RK	apr. 10	16/04/10	17:30	8.16	12.3	11.85	110.0	745	0.009	0.230	0.240	0.015	0.255	0.109	0.032	18.232
VZ	apr. 10	16/04/10	10:20	7.70	10.1	3.76	33.6	1203	0.140	1.129	1.268	12.998	14.267	3.386	1.335	11.658
W1	apr. 10	16/04/10	17:00	8.41	12.4	15.11	140.4	493	0.005	0.040	0.046	0.056	0.102	0.124	0.036	8.842
W2	apr. 10	16/04/10	18:20	8.04	12.4	11.41	105.7	698	0.016	0.880	0.896	0.046	0.942	0.139	0.032	10.071
C1	jun. 10	1/06/10	16:45	7.94	16.2	7.05	74.9	871	N/A	N/A	4.322	0.568	4.890	0.399	0.057	0.643
C2	jun. 10	1/06/10	13:00	7.68	19.8	3.83	42.9	908	N/A	N/A	3.968	0.632	4.601	0.286	0.068	0.747
N1	jun. 10	1/06/10	19:30	7.90	12.6	2.52	24.6	1121	N/A	N/A	0.485	8.680	9.165	N/A	0.394	14.097
N2	jun. 10	1/06/10	20:30	7.84	12.9	1.67	16.5	1166	N/A	N/A	0.359	8.488	8.847	1.392	0.418	14.915
S1	jun. 10	1/06/10	18:15	7.57	13.1	4.87	48.0	989	N/A	N/A	2.781	6.384	9.165	1.204	0.522	13.449
S2	jun. 10	1/06/10	15:00	7.79	13.6	6.62	66.2	933	N/A	N/A	2.773	3.693	6.466	0.843	0.308	13.044
S3	jun. 10	1/06/10	9:15	7.42	14.4	2.93	28.1	953	N/A	N/A	2.266	6.035	8.302	1.185	0.606	13.167
S4	jun. 10	1/06/10	11:00	7.31	16.5	5.47	55.4	1090	N/A	N/A	1.316	4.892	6.208	1.110	0.424	14.725

Tabel 19: Waargenomen macrofyten in de verschillende waterlopen. A: Amfibieplant, D: Drijfplant, DB: Drijfbladplant, H: Helofyt, O: Oeverplant, S: Submerse macrofyt. Beschaduwung van de bedding werd geschat in 2010.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groei- vorm	Beschaduwung van de bedding werd geschat in 2010															
			EB	KB	KP	LB	M1	M2	N3	RK	S1	S2	S3	S4	VZ	W1	W2	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bidens tripartita</i>	Veerdelig tandzaad	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bryophyta</i>	mossen	S	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callitriche cf. obtusangula</i>	Stomphoekig sterrenkroos	S	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Caltha palustris</i>	Dotterbloem	H	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	H	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex riparia</i>	Oeverzegge	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Grof hoornblad	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Chara globularis</i>	Breekbaar kransblad	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Equisetum cf. palustre</i>	Lidrus	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Filamentous algae</i>	draadwieren	S	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	A	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Lemna minor/L. minuta</i>	Klein kroos/Dwergkroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lemna trisulca</i>	Puntkroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	H	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Nasturtium cf. officinale</i>	Witte waterkers	A	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Potamogeton crispus</i>	Gekroesd fonteinkruid	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Schedefonteinkruid	S	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1
<i>Potamogeton pusillus</i>	Tenger fonteinkruid	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ranunculus fluitans</i>	Vlottende waterranonkel	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ranunculus sceleratus</i>	Blaartrekkende boterbloem	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glidkruid	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Solanum dulcamara</i>	Bitterzoet	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Veelwortelig kroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Tabel 19 (vervolg).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groei- vorm																
			EB	KB	KP	LB	M1	M2	N3	RK	S1	S2	S3	S4	VZ	W1	W2	
<i>Typha latifolia</i>	Grote lisdodde	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Blauwe waterereprijs	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Veronica beccabunga</i>	Beekpunge	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zannichellia palustris</i>	Zittende zannichellia	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Totaal aantal soorten			0	0	2	3	1	3	0	1	1	1	1	1	0	17	17	
Beschaduwing			25	45	75	85	44	60	10	90	30	5	10	5	41	14	19	

Tabel 20: Soortenlijst van vegetatie in en rond de vijvers (gecombineerde data 2009-2010). 1 : soort aanwezig in vegetatie; 1 : soort aanwezig in vegetatie en propagulen-bank; 1 : soort enkel aangetroffen in propagulenkbank. Asterisk: voor TrBr zijn geen gegevens over propagulenkbank beschikbaar. A: Amfibieplant, D: Drijfplant, DB: Drijfbladplant, H: Helofyt, O: Oeverplant, S: Submerse macrofyte.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groei- vorm	Groei- vorm																	
			Beml	Dens	Leyb a	Leyb b	MIGr	MIK1	PchR	PRB1	PRB2	Prm2	Sbsk	Tenr	TrBr*	VKn1	VKn2	WPk1	Wtml	
<i>Acorus calamus</i>	Kalmoes	H	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bidens tripartita</i>	Veerdelig tandzaad	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Callitriche cf. obtusangula</i>	Stomphoekig sterrenkroos	S	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Carex cf. remota</i>	IJle zegge	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Carex riparia</i>	Oeverzegge	H	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Grof hoornblad	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Chara globularis</i>	Breekbaar kransblad	S	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	
<i>Chara vulgaris</i>	Gewoon kransblad	S	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	1	
<i>Cyperus cf. longus</i>		H	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Enteromorpha cf. intestinalis</i>	Darmwier	D	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgenroosje	O	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Epilobium cf. parviflorum</i>	Viltige basterdwederik	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	
<i>Filamentous algae</i>	draadwieren	S	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	A	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	H	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	
<i>Lemna minor/L. minuta</i>	Klein kroos/Dwergkroos	D	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	
<i>Lemna trisulca</i>	Puntkroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	H	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	
<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattenstaart	O	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	H	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	
<i>Myosotis scorpioides</i>	Moerasvergeet-mij-nietje	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	
<i>Nasturtium cf. officinale</i>	Witte waterkers	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Nitella cf. mucronata</i>	Puntdragend glanswier	S	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	
<i>Nuphar lutea</i>	Gele plomp	DB	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	
<i>Nymphaea alba</i>	Witte waterlelie	DB	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Petasites hybridus</i>	Groot hoefblad	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Phragmites australis</i>	Riet	H	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	

Tabel 20 (vervolg).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groeivorm	Groeivorm																
			Beml	Dens	Leyb a	Leyb b	MIGr	MIK1	PchR	PRB1	PRB2	Prm2	Sbsk	Tenr	TrBr*	VKn1	VKn2	WPk1	Wtml
<i>Potamogeton crispus</i>	Gekroesd fonteinkruid	S	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Schedefonteinkruid	S	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>Potamogeton pusillus</i>	Tenger fonteinkruid	S	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>Riccia fluitans</i>	Gewoon watervorkje	S	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Mattenbies	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scrophularia auriculata</i>	Geoord helmkruid	O	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw gliedkruid	O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0
<i>Sparganium erectum</i>	Grote egelskop	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Veelwortelig kroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1
<i>Typha angustifolia</i>	Kleine lisdodde	H	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Typha latifolia</i>	Grote lisdodde	H	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Blauwe waterereprijs	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica beccabunga</i>	Beekpunge	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Zannichellia palustris</i>	Zittende zannichellia	S	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Totaal aantal soorten			10	8	7	7	6	16	9	7	13	9	6	15	7	14	15	27	24

Tabel 21: Relatieve abundanties van in de stalen aangetroffen diatomeeëntaxa.

Taxon	2009																2010																
	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	RK	S1	S2	S4	VZ	W1	W2	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	N2	RK	S1	S2	S3	S4	VZ	W1	W2	
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	1.5			2.2	4.8	14.1	5.1	19.4	42.7	1.2	4.7	3.2	0.8	2.8	8.7						1.5	11.6	0.5	9.0	2.2	18.3	0.3	1.1	9.5	0.3	1.5	4.5	
<i>Actinocyclus normanii</i>	14.7	55.3														3.0	1.5									0.3		0.8					
<i>Amphora copulata</i>				0.5					3.8					3.5	1.7						0.6		1.0		6.4		1.0			9.5	3.5		
<i>Amphora ovalis</i>						0.4																									2.2		
<i>Amphora pediculus</i>				0.5		7.4	0.4	0.4	6.9					13.6	15.2						12.1				14.9	0.3	18.0			1.5	12.1		
<i>Asterionella formosa</i>		1.3														0.5	6.0				0.6					1.1							
<i>Aulacoseira distans</i>				4.7								0.9			0.7				2.0					0.5	0.7	0.6							
<i>Aulacoseira granulata</i>	4.2	1.5		11.5		1.5			0.4	0.7	4.7	0.5		0.6	0.3	6.5	6.5		4.5					0.5	1.0	0.7	2.2	2.0		4.2	2.5		
<i>Caloneis amphibaena</i>																																	0.6
<i>Caloneis bacillum</i>																																	
<i>Caloneis silicula</i>																			1.0						0.5								
<i>Cocconeis pediculus</i>	3.2											0.5						0.5			2.5				0.3					0.5			
<i>Cocconeis placentula</i>		0.7		1.5		1.9	0.4		5.0		2.3	0.5	0.4	10.0	1.7	0.5					2.2			1.5	0.7	3.5	1.0		8.5	2.5			
<i>Craticula accommoda</i>				0.5							0.5		4.3					16.0	1.0		0.6		6.5		0.7	1.5	0.3	7.0					
<i>Craticula ambigua</i>								0.4							0.3																		
<i>Craticula halophila</i>	1.5																								1.0	0.6	0.5						
<i>Ctenophora pulchella</i>																		0.5									0.6						
<i>Cyclostephanos dubius</i>	29.5	19.7		7.4		7.4			0.4	1.8	7.5	1.6		0.6	0.7	2.5	1.5								8.3	0.6	3.9		0.5				
<i>Cyclotella atomus</i>				7.9																													
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	14.7			3.2		0.4					5.7	0.5		0.6	1.3	4.5	37.5	1.0	3.0		1.1		1.6	1.0	24.0	8.9	3.5		0.3	25.6	2.5		
<i>Cymatopleura solea</i> (var. solea)		0.7																			0.6		0.5									0.6	
<i>Cymbella cistula</i>																																1.5	
<i>Diatoma tenuis</i>		0.7					0.4									0.5																0.6	
<i>Diatoma vulgare</i>																																1.5	
<i>Encyonema minutum</i>											0.5				4.7										1.5				0.5	2.5	0.6		
<i>Encyonema prostratum</i>																																	0.6
<i>Eolimna minima</i>	1.5	1.3		1.5	2.9	21.9	25.7	0.4	2.7	11.5	4.3	5.3	14.7	4.0	4.3		1.0	1.5	13.0	6.1	29.3	2.5	25.1	1.5	1.7	4.4	3.0	1.1	42.7	2.2			
<i>Eolimna subminuscula</i>				0.5		0.4	1.2	0.9			1.4		2.5	1.1				6.0	7.0			0.5			1.7	1.1			14.7				
<i>Epithemia adnata</i>																									1.5							0.6	
<i>Eunotia bilunaris</i>																										1.1							
<i>Fallacia pygmaea</i>	1.5																																
<i>Fallacia subhamulata</i>															0.3											0.5	0.3					0.6	
<i>Fragilaria capucina</i>												1.6																				5.6	
<i>Fragilaria capucina</i> var. mesolepta																														0.5			
<i>Fragilaria capucina</i> var. vaucheriae																			8.2						1.0		1.1					0.6	
<i>Fragilaria construens</i>					0.4				0.4					1.1							0.6				1.1								
<i>Fragilaria parasitica</i>									0.4																					1.5	0.6		
<i>Fragilaria parasitica</i> var. subconstricta																																0.6	
<i>Fragilaria pinnata</i>					1.1																												
<i>Frustulia vulgaris</i>															0.3																	1.1	
<i>Geissleria decussis</i>									0.8						0.3											0.3						1.1	

Tabel 21 (vervolg).

Taxon	2009																2010															
	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	RK	S1	S2	S4	VZ	W1	W2	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	N2	RK	S1	S2	S3	S4	VZ	W1	W2
Gomphonema acuminatum						0.7																									0.5	
Gomphonema angustum								0.4		1.2																		0.8				
Gomphonema augur													2.6														0.3					
Gomphonema gracile							2.4						0.4														0.8				0.6	
Gomphonema olivaceum						0.4	0.4	0.4						1.7	6.7											0.6				5.3	0.6	
Gomphonema parvulum	4.2	1.3	5.4	2.6	1.9	2.2	26.9	3.5	1.9	33.3	1.3	27.5	3.2	5.1	0.3	0.5		11.0	24.5	2.6	5.6	72.5	0.5	1.6		22.3	6.7	12.5	55.7	7.3	12.6	
Gomphonema truncatum														1.1																		
Gyrosigma acuminatum	1.5												0.4	0.6												0.6				0.5		
Gyrosigma attenuatum															0.3	0.5																
Hantzschia amphioxys																					0.6	0.5										
Hippodonta capitata											0.5			3.5	0.3						0.6					1.0					0.6	
Karayevia clevei									0.4																							
Luticola goeppertiana										0.7		1.6													0.3			0.8				
Luticola mutica	1.5	0.7		0.5				0.9		1.8	2.8	1.6													0.3		0.5	0.3				
Luticola nivalis																										0.6						
Luticola ventricosa											0.5											0.5										
Mayamaea atomus				0.5	2.9	0.7	5.1	5.3			0.5	4.3						0.5	15.5	8.5	0.5		3.0	2.5		1.0	1.1		0.3	2.0	0.6	
Melosira varians									0.7		1.6		0.6			1.5	3.0					0.6			1.5	0.6					6.7	
Meridion circulare																				6.1					0.3							
Navicula cari														5.7													0.3			0.6		
Navicula cincta	1.5		0.5	0.5		1.1			1.9		0.5	0.4	1.7	4.3	0.5		0.5					0.5			14.4	1.5				8.6		
Navicula cryptocephala											0.9								0.5						0.5		0.5					
Navicula cryptotenella					0.5				1.5																							
Navicula gregaria		0.7	0.5	0.5	0.5	0.7	9.5	12.8		2.4	3.3	5.8		11.7	0.5	1.0		5.5		4.4	1.5	14.5		2.0	10.0	1.0	0.8			1.5		
Navicula lanceolata	1.5						1.2	14.5		2.4	3.3	1.6		0.3				1.0				1.0		0.7	14.1	3.5						
Navicula laterostrata																										0.6						
Navicula menisculus								1.3	1.5	0.7	0.5	0.5		2.8										0.3								
Navicula oligotrappenta				1.5									1.6	1.1																		
Navicula radiosa								0.9	1.9					10.0	0.3															0.5	1.5	
Navicula reinhardtii																					0.6											
Navicula slesvicensis				1.5	0.5			1.8			0.5			0.7				1.0		0.6		5.0		0.5	1.1	0.5						
Navicula tenelloides				3.7			1.2	1.3		0.7	1.4									0.6	2.0											
Navicula tripunctata	3.2			0.5		2.6		3.8	3.8	0.7	0.9			0.6	0.7	1.0	1.0		0.5		1.1				7.4					2.2		
Navicula trivialis								1.8	0.4		1.4								0.5								0.3	0.7				
Navicula veneta			1.0	1.6	1.9	4.8	1.2	1.3	0.4	3.6	2.8	4.8	8.5	1.7	0.5	0.5	6.5	1.5		3.5	1.0	0.5		0.5	1.0	1.1	0.5	6.7	1.7	0.5	0.6	
Navicula viridula														0.3																		
Neidium affine																																
Nitzschia acicularis													0.4						4.5							0.7	0.6					
Nitzschia amphibia		0.7				0.4		0.4	0.4	1.2	0.5	15.9	0.4	2.8	0.3					0.5	1.1				0.5		3.0	0.6		0.5	0.6	
Nitzschia angustata									0.4	0.7															0.5							
Nitzschia capitellata	1.5	0.7	21.8							0.7	0.9	0.5							37.0	0.5		0.6	0.5	3.0		3.7	0.6		0.8			

Tabel 21 (vervolg).

Taxon	2009																2010																
	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	RK	S1	S2	S4	VZ	W1	W2	C1	C2	EB	KB	KP	LB	M1	M2	N2	RK	S1	S2	S3	S4	VZ	W1	W2	
Nitzschia constricta																																	
Nitzschia dissipata				1.5		0.4		0.4							3.4			1.0					1.5	1.0		2.0		0.6		0.5	0.3	1.7	3.3
Nitzschia filiformis								0.4																									
Nitzschia frustulum	1.5																																
Nitzschia intermedia															2.3																		
Nitzschia linearis				0.5				2.8	2.2	1.5				5.7	2.1								1.5	3.0		2.5		1.1			1.6	2.2	
Nitzschia linearis var. subtilis																								6.5									
Nitzschia palea	3.2	2.0	66.2	2.6		2.6	1.6	15.0		28.5	1.7	12.2	11.2	3.5	5.3	1.5		2.0				1.5	7.0	3.5	3.2	1.0	14.7	1.1	4.0	2.3	12.3	1.5	2.5
Nitzschia paleacea										1.8																							
Nitzschia recta														1.7																			1.1
Pinnularia brebissonii						0.4																											
Pinnularia globiceps																											0.6						
Placoneis clementis																									0.5								
Planothidium frequentissimum			2.0	1.5	5.7	2.6	2.8	0.4	3.8					1.1	0.3			1.0	3.0	5.1	3.5			61.9	0.5	1.0		18.0	1.7		1.6	2.5	
Planothidium lanceolatum			1.0		76.7	5.6	5.9	4.5	1.5		0.5			0.6				1.0	1.5	68.4	4.4	2.5	13.5	2.2		0.6		0.3					
Planothidium rostratum									0.4						0.3																		
Platessa conspicua																		0.5	0.5		1.1				1.0							1.6	
Psammothidium helveticum																																	2.2
Reimeria sinuata														4.4																		1.6	
Rhoicosphenia abbreviata		0.7				0.4	2.2	1.2						0.7		0.5						0.5			1.0		11.5				2.2		
Rhopalodia gibba																									0.5								
Sellaphora bacillum					1.4									0.6																			
Sellaphora pupula				0.5				0.9	1.2					0.6	0.3										1.0	1.0						0.6	
Simonsenia delognei																																	
Stauroneis anceps												0.5		0.4																			
Stauroneis smithii							0.4																		0.5		0.6						
Stephanodiscus hantzschii	3.2	2.6		42.2		17.5			11.5	3.3	19.6	2.1		8.5	1.7	38.0	26.5		11.0		10.0			1.6	10.0	8.0	19.2	5.5	0.8	0.7	13.6	11.6	
Suriella angusta							0.8	0.4				0.5		0.4	0.3						1.2			0.5			0.6						
Suriella brebissonii			0.5	0.5	0.5		5.1	1.8		0.7	1.4	0.5					1.0	0.5	2.0		0.6	1.5	27.5		1.0	0.6							
Thalassiosira bramaputrae																																	
Tryblionella hungarica											0.5												0.5										
Ulnaria ulna		0.7								1.2	0.7	0.5	1.5	0.8	4.0	1.7										3.0	1.3	3.5			0.5	3.5	
Ulnaria ulna var. acus						0.4	0.4		0.4					0.6	1.7	1.0	1.5		2.0		0.6											2.5	
Totaal	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
Aantal taxa	19	17	11	27	12	27	22	31	30	23	39	23	18	33	40	18	17	14	24	10	31	18	19	11	33	31	37	21	25	11	28	43	

Deel 2 – 2^{ème} partie

Macro-invertebraten – Macro-invertébrés

G. Josens¹ & N. Crohain, Service de Systématique et d'Ecologie Animales, Université Libre de Bruxelles, Av. Roosevelt 50, 1050 Bruxelles

¹ Adresse actuelle : Ecologie Végétale et Biogéochimie, Av. Roosevelt 50

Sommaire

Liste des abréviations	85
Liste des tableaux	86
Liste des figures.....	87
2.1 Introduction	88
2.2 Matériels et méthodes.....	88
2.2.1 Permanence de la méthode d'échantillonnage.....	88
2.2.2 Typologie des masses d'eau étudiées.....	88
2.2.3 Notion de potentiel écologique maximal (MEP).....	89
2.2.4 Utilisation des indices (IBGN et MMIF) et limites de classes.....	91
2.2.5 Intervalles de fiabilité des indices.....	93
2.2.6 Points d'échantillonnage.....	93
2.3 Résultats.....	95
2.3.1 Vallée du Molenbeek - Evaluations de 2009 – 2010	95
2.3.1.1 Elegembeek (VUB : EB).....	95
2.3.1.2 Beek (ruisselet sans nom) (Kattebroek).....	95
2.3.1.3 Molenbeek (Kattebroek) (VUB : M1)	96
2.3.1.4 Molenbeek (Bois du Laerbeek) (VUB : M2).....	97
2.3.2 Vallée du Neerpedebeek - Evaluations de 2009 – 2010.....	98
2.3.2.1 Neerpedebeek (rue de Koevijver) (VUB : N1).....	98
2.3.2.2 Neerpedebeek en amont du parc de la Pède	99
2.3.2.3 Neerpedebeek dans le parc de la Pède (VUB : N2).....	100
2.3.3 Vallée du Vogelzangbeek - Evaluations de 2009 – 2010.....	100
2.3.4 Vallée du Linkebeek Evaluations de 2009 – 2010.....	101
2.3.5 Vallée de la Woluwe Evaluations de 2009-10 et comparaisons avec 2004-07	102
2.3.5.1 Le Roodkloosterbeek (ROO 001, VUB : RK).....	102
2.3.5.2 La Woluwe dans le parc Seny (VUB : W1).....	104
2.3.5.3 La Woluwe à d'Hof ter Musschen (WOL 025, VUB : W2).....	104
2.3.5.4 Vallée de la Woluwe - Intercalibration de 2010.....	106
2.3.6 La Senne - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007..	108
2.3.6.1 La Senne à l'entrée dans la RBC.....	108
2.3.6.2 La Senne à la sortie de la RBC.....	110

2.3.7	Le canal - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007 ...	112
2.3.7.1	Le canal à l'entrée dans la RBC (KAN 005, VUB : C1).....	112
2.3.7.2	Le canal à la sortie de la RBC (KAN 050, VUB : C2).....	114
2.3.8	Les étangs de la vallée de la Woluwe - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007.	116
2.3.8.1	L'étang des Enfants noyés (ETA 003, VUB : VKn1).....	116
2.3.8.2	Le grand étang de Boitsfort (ETA 051, VUB : Wtml).....	117
2.3.8.3	L'étang de Tenreuken (ETA 020, VUB : Tenr).	119
2.3.8.4	L'étang long de Woluwé (ETA 013, VUB : Wpk1).....	120
2.3.8.5	L'étang du parc des sources (ETA 223, VUB : TrBr).....	121
2.4	Conclusions	123
2.5	Remerciements	128
2.6	Références bibliographiques.....	129
2.7	Annexes	131
2.7.1	Annexe 1 : Historique et principes des indices biocénotiques basés sur les macro-invertébrés	131
2.7.2	Annexe 2 : Les groupes fonctionnels chez les macro-invertébrés.	134
2.7.3	Annexe 3: Matériels et méthodes	136
2.7.6	Annexe 4 : Etats de référence et limites de classes de qualité écologique des masses d'eau naturelles par l'IBGN et le MMIF.	147
2.7.7	Annexe 5 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des masses d'eau des vallées du Molenbeek, du Neerpedebeek et du Vogelzangbeek.....	160
2.7.8	Annexe 6 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des masses d'eau des vallées de la Woluwe et du Linkebeek.	162
2.7.9	Annexe 7 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés de la Senne. 165	
2.7.10	Annexe 8 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés du canal. ..	166
2.7.11	Annexe 9 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des étangs de la vallée de la Woluwe.	167
2.7.12	Annexe 10 : Nomenclature vernaculaire (quand il en existe) des macro-invertébrés cités dans ce rapport (les taxons sont repris selon leur ordre systématique).	

Liste des abréviations

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

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

EPT : Ephémères, Plécoptères et Trichoptères

EQR : Ecological Quality Ratio (Coefficient de qualité écologique)

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)

MEP: Maximal Ecological Potential (Potentiel écologique maximal)

MMIF : Multimetric Macrinvertebrate Index Flanders (Indice multimétrique flamand basés sur les macro-invertébrés)

RBC : Région de Bruxelles Capitale

StEp : Station d'épuration

VLAREM : Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning (réglementation flamande sur l'environnement)

VMM : Vlaamse Milieumaatschappij (société flamande d'étude du milieu)

Liste des tableaux

Tableau 1: Typologie des masses d'eau de la région bruxelloises en fonction des définitions utilisées en Flandre et en Wallonie.	89
Tableau 2: État écologique : classes et couleurs conventionnelles.	90
Tableau 3: Limites de classes de l'EQR basé sur l'IBGN par rapport aux potentiels écologiques définis spécifiquement pour les masses d'eau de la région bruxelloise.	92
Tableau 4: Limites de classes de l'EQR basé sur le MMIF par rapport aux potentiels écologiques définis globalement pour les masses d'eau de Flandre.	92
Tableau 5: Liste des masses d'eau étudiées et des codes utilisés.	94
Tableau 6: Résumé des résultats basés sur les macro-invertébrés de 2004 à 2010. Légende des couleurs : voir page suivante.	124
Tableau annexe 1: Classement des eaux naturelles dans le "Saprobienstystem" (Sladeczek, 1973).	131
Tableau annexe 2: Caractéristiques biologiques et écologiques dominantes dans les groupes fonctionnels de macro-invertébrés (d'après Usseglio-Polatera et al. 2001).	135
Tableau annexe 3: Comparaison des niveaux d'identification requis et des nombres de taxons utilisés par les indices ou systèmes.	147
Tableau annexe 4: Classes de diversité (CD), groupes de taxons indicateurs et numéro de groupe indicateur (GI), et calcul de l'IBGN NFT 90-350 (AFNOR, 2004).	149
Tableau annexe 5: Etats des masses d'eau en fonction de l'IBGN pour les types de masses d'eau présents en Région bruxelloise (d'après Vanden Bossche & Usseglio-Polatera, 2005).	150
Tableau annexe 6: Etats de référence et limites inférieures des classes pour la conversion des indices en scores dans le MMIF en fonction des types d'eau présents en Région bruxelloise.	153
Tableau annexe 7: Comparaison des listes de taxons utilisés dans les systèmes flamand (MMIF) et wallon (IBGN).	154

Liste des figures

Figure 1: évolution de la qualité écologique du ruisseau du Rouge Cloître, de 2004 à 2009.....	103
Figure 2: évolution de la qualité écologique de la Woluwe à Hof ter Musschen, de 2004 à 2010.....	105
Figure 3: évolution de la qualité écologique de la Woluwe à Hof ter Musschen, de juin à août 2010.....	107
Figure 4: évolution de la qualité écologique de la Senne à l'entrée dans la RBC, de 2004 à 2010.....	109
Figure 5: évolution de la qualité écologique de la Senne au niveau de la rue Bollinckx en 2009 et 2010.....	110
Figure 6: évolution de la qualité écologique de la Senne à la sortie de la RBC, en aval de la StEp Nord de 2004 et 2010	112
Figure 7: évolution de la qualité écologique du canal à l'entrée dans la RBC, de 2004 à 2010.....	114
Figure 8: évolution de la qualité écologique du canal à la sortie de la RBC, de 2004 à 2010.....	115
Figure 9: évolution de la qualité écologique de l'étang des Enfants noyés, en 2009 et 2010	116
Figure 10: évolution de la qualité écologique du grand étang de Boitsfort, de 2004 à 2010	118
Figure 11: évolution de la qualité écologique de l'étang de Tenreuken, en 2009 et 2010	119
Figure 12: évolution de la qualité écologique de l'étang long de Woluwé, de 2004 à 2010.....	121
Figure 13: évolution de la qualité écologique de l'étang du parc des Sources, de 2004 à 2010.....	123
Figure 14: carte des classes de qualité (EQR basés sur les IBGN et potentiels écologiques définis pour la RBC) des cours d'eau et du canal avec leur évolution de 2004 à 2010.....	126
Figure 15: carte des classes de qualité (EQR basés sur les MMIF et potentiels écologiques définis pour la Flandre) des étangs avec leur évolution de 2004 à 2010.....	127

2.1 Introduction

Ce rapport porte sur un contrôle opérationnel des masses d'eau de la Région Bruxelloise au cours des années 2009 et 2010, qui représente un suivi des études réalisées au cours des années 2004 et 2007 (voir les rapports de Triest et al, 2004 et 2008).

L'historique de l'utilisation des macro-invertébrés, leurs avantages et inconvénients, les groupes fonctionnels des macro-invertébrés, la méthode d'échantillonnage, les principes des indices biocénotiques basés sur les macro-invertébrés (IBGN et MMIF) ont été exposés dans les rapports précédents et sont rappelés dans les annexes 1 à 4 de ce rapport.

Les résultats vis-à-vis des états de référence, qui figuraient dans les rapports de 2004 et 2008, ne sont plus donnés. En effet, nous nous sommes rendu compte que l'utilisation des deux systèmes de référence (état de référence et potentiel écologique maximal) dans le même rapport était une source de confusion. Dans ce rapport, ce sont donc uniquement les résultats vis-à-vis des potentiels écologiques qui sont donnés.

En complément de cette étude, une comparaison méthodologique a été faite avec le VMM (Vlaams Milieu Maatschappij) qui assure le suivi de la qualité des eaux en Flandre. Un résultat de cette intercalibration, concernant la Woluwe est également rappelé dans ce rapport dans la mesure où il permet d'éclairer l'interprétation des autres échantillonnages.

2.2 Matériels et méthodes

2.2.1 Permanence de la méthode d'échantillonnage.

Aucune modification n'a été introduite dans la méthode d'échantillonnage par rapport à 2004 et à 2007. Ceci assurera une comparaison aisée des résultats avec les campagnes d'échantillonnage précédentes. La méthodologie de la récolte et du traitement des échantillons est rappelé dans l'annexe 3.

2.2.2 Typologie des masses d'eau étudiées.

Le Tableau 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.

Tableau 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, Roodkloosterbeek, Molenbeek, Elegembeek, Neerpedebeek, Vogelzangbeek, Linkebeek	"kleine beek"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Senne – Zenne	"grote rivier"	"rivière et ruisseau limoneux à pente moyenne"
Canal – kanaal	"grote rivier"	"grandes rivières canalisées et canaux"
Etangs – vijvers	"alkalisch meer"	Non défini

2.2.3 Notion de potentiel écologique maximal (MEP).

Du fait de la variabilité écologique des écosystèmes, aucun standard absolu ne peut être établi pour l'ensemble des Etats membres de l'UE. Le très bon état écologique est dès lors défini comme un état proche de la communauté biologique à laquelle on pourrait s'attendre dans des conditions où l'impact anthropique serait minimal, et que l'on appelle « conditions de référence ».

Dans le cas d'une masse d'eau naturelle, l'**état de référence** (ou **très bon état écologique**) est défini par la flore et la faune que l'on y trouve si l'influence humaine est nulle ou très faible (pollution nulle ou insignifiante). Il est représenté conventionnellement (article 1.4.2.i de la DCE) par la couleur bleue (Tableau 2).

Dans le cas d'une masse d'eau fortement modifiée ou artificielle, il est remplacé par le **potentiel écologique maximal** qui est défini par la flore et la faune que les experts estiment pouvoir s'y développer compte tenu des modifications hydromorphologiques imposées à cette masse d'eau et avec une pollution nulle ou insignifiante. Il est représenté conventionnellement par des hachures égales de vert et de gris clair pour les masses d'eau artificielles et par des hachures égales de vert et de gris foncé pour les masses d'eau fortement modifiées (article 1.4.2.ii de la DCE) (Tableau 2).

Tableau 2: État écologique : classes et couleurs conventionnelles.

Ecosystème	Masse d'eau naturelle	Masse d'eau artificielle	Masse d'eau fortement modifiée
Système de référence	Etat de référence	Potentiel écologique maximal	Potentiel écologique maximal
Convention → Etat ↓	Couleur unie	Hachuré de couleur et de gris clair	Hachuré de couleur et de gris foncé
Très bon			
Bon			
Moyen			
Médiocre			
Mauvais			

La Woluwe et la Senne sont bien sûr considérés comme masses d'eau fortement modifiées, mais les étangs sont également 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. Seul le canal est donc considéré comme masse d'eau artificielle et aucune masse d'eau n'est considérée comme naturelle.

Prenons un exemple pour illustrer ces notions : celui d'une petite rivière (comme la Woluwe) qui coule dans un contexte de plaine ou de relief peu prononcé : si elle est naturelle, cette rivière ne se déplace pas en ligne droite, elle fait des méandres (et ces méandres peuvent changer de place à la suite de crues). Si on imagine une coupe à travers un méandre, on y trouve un gradient de profondeur, un gradient de vitesse du courant et un gradient de granulométrie du substrat. Du côté extérieur du méandre (donc du côté gauche dans le cas d'un méandre qui vire vers la droite, et vice versa), l'eau est profonde, le courant est rapide, le fond comporte des cailloux et des graviers et la berge peut être abrupte. Du côté opposé, l'eau est peu profonde, le courant est lent, les sédiments comportent des éléments minéraux fins ainsi que des débris organiques et la berge est en pente douce. Ce gradient favorise une colonisation du côté interne du méandre par des plantes (hélrophytes poussant les racines dans les sédiments de la rivière mais avec les tiges et les feuilles hors de l'eau). Plusieurs espèces de plantes pourront s'installer en fonction de la profondeur, et des groupes d'invertébrés spécifiques pourra se développer dans ce fouillis de végétation où le courant est ralenti. C'est aussi l'endroit où la majorité des poissons viendront pondre. De l'autre côté du méandre, dans le courant rapide, ce sont d'autres groupes d'invertébrés (dits « rhéophiles » qui pourront s'installer. L'existence de méandres crée donc des microhabitats diversifiés et par conséquent une flore et une faune diversifiées.

Considérons maintenant la même rivière que celle de l'exemple précédent, mais dont le cours a été modifié et les méandres supprimés pour des raisons d'aménagement du territoire et dont le lit a été approfondi pour limiter les débordements en période de crue ; la rivière coule donc

en ligne à peu près droite entre des berges en pente assez raides. Il est évident que la flore et la faune ne pourront pas être aussi diversifiées car la profondeur est plus homogène, le courant est plus homogène et les sédiments sont également plus homogènes, et cela, même si la qualité physico-chimique de l'eau est identique à celle du ruisseau naturel.

Pour les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées, la notion de conditions de référence est donc remplacée par celle de potentiel écologique maximal, qui est un objectif de qualité écologique adapté, moins contraignant, qui tient compte des conséquences du caractère modifié sur l'état écologique. En principe, il faudrait définir un potentiel écologique maximal pour chaque type de modification ou pour chaque type de masse d'eau artificielle.

2.2.4 Utilisation des indices (IBGN et MMIF) et limites de classes.

L'IBGN.

- Sur base d'un inventaire réalisé par un échantillonnage standardisé, l'IBGN (Indice Biocénotique Global Normalisé) est calculé d'après le numéro de groupe indicateur et le numéro de classe de diversité (voir annexe 4, Tableau annexe 4).

Pour rappel, l'IBGN est utilisé en France et en Wallonie. Il préexistait à la DCE et ne respecte pas totalement les exigences de la DCE ; il a cependant donné pleine satisfaction dans plusieurs tests d'intercalibration. Des études sont en cours en France pour rendre l'IBGN tout à fait conforme à la DCE tout en conservant la possibilité de comparer les résultats anciens avec ceux de la future version de l'IBGN.

L'IBGN fournit les limites de classes pour les masses d'eau naturelles ainsi que pour les canaux et grandes rivières canalisées, il n'est donc pas applicable à la région bruxelloise, dont toutes les masses d'eau sont artificielles ou fortement modifiées. Même les limites de classes pour les canaux et grandes rivières canalisées ne sont pas applicables en région bruxelloise car le canal y présente des conditions encore plus contraignantes (berges verticales bétonnées) que la plupart des canaux de Wallonie.

Nous avons donc proposé des potentiels écologiques spécifiquement pour la Woluwe, la Senne et le canal en région bruxelloise (Josens & Gosset, 2004 in Triest et al, 2004) ; les limites de classes figurent dans le Tableau 3.

L'IBGN n'est pas conçu pour évaluer la qualité écologique des étangs et n'a donc pas été utilisé à cette fin.

Tableau 3: Limites de classes de l'EQR basé sur l'IBGN par rapport aux potentiels écologiques définis spécifiquement pour les masses d'eau de la région bruxelloise.

Woluwe à Bruxelles	Senne à Bruxelles	Etangs	Canal à Bruxelles
MEP = 11	MEP = 10	Non défini	MEP = 8
≥ 9	≥ 8	Non défini	≥ 6
≥ 6	≥ 5	Non défini	≥ 4
≥ 3	≥ 3	Non défini	≥ 2
≥ 0	≥ 0	Non défini	≥ 0

Le MMIF.

- Sur base d'un inventaire réalisé par un échantillonnage standardisé, 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.

Pour rappel, le MMIF est utilisé en Flandre ; c'est un indice qui a été développé récemment à Gand (Gabriels et al, 2010) et qui respecte tout à fait les exigences de la DCE.

Le MMIF fournit les limites de classes pour les masses d'eau naturelles. En ce qui concerne les masses d'eau artificielles et fortement modifiées, il fournit la limite entre le bon état et l'état moyen et ceci en principe pour l'ensemble des masses d'eau de Flandre (Tableau 4). Nous considérons qu'il n'est pas applicable aux masses d'eau bruxelloises. Toutefois, le MMIF a été conçu aussi pour les étangs, qui sont pratiquement toujours des constructions humaines, et il fournit toutes les limites de classe que nous avons adoptées. Les limites de classes disponibles pour le MMIF figurent en résumé dans le Tableau 4 et en détails dans l'annexe 4, Tableau annexe 6.

Tableau 4: Limites de classes de l'EQR basé sur le MMIF par rapport aux potentiels écologiques définis globalement pour les masses d'eau de Flandre.

Kleine beken	Grote rivieren	Alkalische meren	Kanalen
≥ 0.45	≥ 0.60	≥ 0.70	≥ 0.65
< 0.45	< 0.60	≥ 0.50	< 0.65
non défini	non défini	≥ 0.30	non défini
non défini	non défini	≥ 0.00	non défini

Utilisation de l'IBGN ou du MMIF.

En conclusion, nous utiliserons

- l'IBGN avec des potentiels écologiques spécifiquement définis pour la Woluwe, la Senne et le canal en région bruxelloise ; le même potentiel que celui de la Woluwe sera appliqué aux autres ruisseaux (Molenbeek, Neerpedebeek, Vogelzangbeek et Linkebeek)
- le MMIF avec des potentiels écologiques globalement définis pour les étangs alcalins de Flandre

2.2.5 Intervalles de fiabilité des indices.

Ces matières ont déjà été développées dans le rapport de Triest et al, 2008. Rappelons en résumé, que l'on peut utiliser les indices basés sur les macro-invertébrés avec une fiabilité de ± 1 unité de l'IBGN ou du MMIF.

Les graphiques sont fournis avec les limites de classes (lignes horizontales) et avec des barres d'erreurs qui représentent l'intervalle de fiabilité de l'indice (c'est-à-dire ± 1 unité de l'indice).

2.2.6 Points d'échantillonnage.

La liste des masses d'eau échantillonnées est donnée dans le Tableau 5 ainsi que les codes correspondant aux points d'échantillonnage. Le « code VUB » correspond au code utilisé par la VUB dans la partie de l'étude consacrée à la végétation.

La plupart des échantillonnages ont été réalisés en juin 2009, en octobre 2009 et en juin 2010. Toutefois les résultats des identifications de certains échantillons n'ont pas été fournis.

Tableau 5: Liste des masses d'eau étudiées et des codes utilisés.

Masse d'eau	Code IBGE	Code VUB
Elegembeek (Kattebroek)		EB
Naamlose beek (Kattebroek)		
Molenbeek (Kattebroek)		M1
Molenbeek (Bois du Laerbeek)		M2
Neerpedebeek (rue de Koevijver)		N1
Neerpedebeek (amont étang)		
Neerpedebeek (étang)		N2
Vogelzangbeek		VZ
Linkebeek		LB
Roodkloosterbeek	ROO 001	RK
Woluwe parc Seny		W1
Woluwe Hof ter Musschen	WOL 025	W2
Senne 'in'	ZEN 025	S1
Senne rue Bollinckx		S2
Senne Ceres		S3
Senne 'out'	ZEN 070	S4
Canal 'in'	KAN 005	C1
Canal 'out'	KAN 050	C2
Etang des Enfants noyés	ETA 003	VKn1
Grand étang de Boitsfort	ETA 051	Wtml
Etang de Tenreuken	ETA 020	Tenr
Etang long de Woluwé	ETA 013	Wpk1
Etang du parc des Sources	ETA 223	TrBr

2.3 Résultats

Les résultats sont présentés selon une logique géographique : ils sont regroupés par masse d'eau et au sein d'une masse d'eau de l'amont vers l'aval.

2.3.1 Vallée du Molenbeek - Evaluations de 2009 – 2010

2.3.1.1 Elegembeek (VUB : EB).

L'Elegembeek prend sa source sur le territoire de Dilbeek, quartier d'Elegem, et se jette dans le Molenbeek (qui longe à cet endroit la limite de la RBC) au niveau de la rue A. Desmedt. Il est échantillonné au lieu-dit Kattebroek, peu avant sa confluence avec le Molenbeek. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations de l'Elegembeek (Kattebroek) (VUB : EB).

Date	2004	2007	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010
Nombre de taxons IBGN			6	3	5
Taxon indicateur			Oligochètes	Chironomidae	Chironomidae
Groupe indicateur			1	1	1
Classe de diversité			2	1	2
Cote IBGN/20			2	1	2
EQR IBGN			0.18	0.09	0.18

Groupes fonctionnels : la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est typique d'une masse d'eau lente, polluée et sans végétation aquatique : les groupes α , β et ϵ sont absents, seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents et dominés par le groupe ζ .

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. En 2009 et 2010, ce ruisseau est en mauvais état lors des trois échantillonnages avec les Chironomidae comme groupe indicateur. A noter que des chironomes sont également présents en juin 2009 mais en nombres insuffisants (moins que 10) pour que cette famille puisse être considérée comme taxon indicateur.

2.3.1.2 Beek (ruisselet sans nom) (Kattebroek).

Plusieurs ruisselets et/ou drains se jettent dans le Molenbeek. L'un d'entre eux est échantillonné au lieu-dit Kattebroek, un peu en amont de la confluence de l'Elegembeek avec

le Molenbeek. En juin 2009 ces ruisselets étaient à un niveau très bas, ne permettant pas de prélever un échantillon selon la procédure IBGN ; un résultat est disponible pour octobre 2010 :

Évaluations du Beek (ruisselet sans nom) (Kattebroek)

Date	2004	2007	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010
Nombre de taxons IBGN			Niveau trop bas	8	Non encore communiqué
Taxon indicateur				Baetidae	
Groupe indicateur				2	
Classe de diversité				3	
Cote IBGN/20				4	
EQR IBGN				0.36	

Groupes fonctionnels : la diversité est faible, mais la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est équilibrée : tous les groupes sont représentés sauf le groupe α , (normal pour une masse d'eau à courant lent) et dominés par le groupe ζ .

Evolution temporelle : ce ruisselet sans nom a été trouvé pratiquement à sec en juin 2009 et n'a pas pu être échantillonné à cette date ; l'échantillon prélevé en octobre donne un résultat médiocre mais ceci ne doit pas être considéré comme un résultat fiable, l'IBGN n'étant pas conçu pour évaluer des cours d'eau aussi petits.

2.3.1.3 Molenbeek (Kattebroek) (VUB : M1)

le Molenbeek prend sa source sur le territoire de Dilbeek, près du Thaborberg, rejoint assez rapidement la limite de la RBC (près du croisement entre la Maalbeekstraat et la Kattebroekstraat) et longe la limite de la RBC entre Groot Bijgaarden (Dilbeek) et Berchem Sainte Agathe, il reçoit en rive gauche l'Elegembeek ainsi que quelques ruisselets sans nom au lieu-dit Kattebroek.

Le Molenbeek est échantillonné au lieu-dit Kattebroek en amont de sa confluence avec l'Elegembeek. Un résultat est disponible pour juin 2009 (des échantillons ont été prélevés en octobre 2009 et juin 2010, mais leurs résultats n'ont pas été communiqués) :

Évaluations du Molenbeek (Kattebroek) (VUB : M1)

Date	2004	2007	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010
Nombre de taxons IBGN			21	Non encore	Non encore
Taxon indicateur			Gamma-ridae	commu-niqué	commu-niqué
Groupe indicateur			2		
Classe de diversité			7		
Cote IBGN/20			8		
EQR IBGN			0.72		

Groupes fonctionnels : la diversité est moyenne, et la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est équilibrée : tous les groupes sont représentés sauf le groupe α , (normal pour une masse d'eau à courant lent) ; le groupe ζ est dominant en nombre d'individus mais le groupe δ est largement dominant par le nombre de taxons.

Par référence au même potentiel écologique que pour la Woluwe. Le Molenbeek contient une diversité raisonnablement grande et comparable à celle de la Woluwe mais le groupe indicateur est très bas dans le tableau (Tableau annexe 4) de l'IBGN (indication de déficits au moins temporaires en oxygène dissous), ce qui donne un résultat moyen.

2.3.1.4 Molenbeek (Bois du Laerbeek) (VUB : M2)

Après la confluence avec l'Elegembeek, l'ancien tracé passe sous l'avenue du roi Albert puis traverse le site de l'Hunderenveld, passe dans le collecteur à Grand-Bigard, puis réapparaît dans le site du Veroost à Ganshoren. Il a été récemment reconnecté sur le tronçon existant en amont du marais de Ganshoren. Il passe entre ce marais et le bois du Laerbeek dont il reçoit les sources. Il continuera ensuite son trajet entre le marais de Jette et le Poelbos en y recevant également les sources du Poelbos. Il passe sous l'avenue de l'Exposition et continue à ciel ouvert dans le Parc Roi Baudouin (phase 2) le long des étangs puis se jette dans le collecteur qui va vers la StEp nord. On retrouve un bout du Molenbeek dans le Parc Royal et il se jette ensuite dans le canal. Il y a eu une interruption de parcours entre le Parc Roi Baudouin et le parc Royal. A terme, le tracé sera prolongé au lieu d'aller dans le collecteur.

Le Molenbeek est échantillonné à hauteur du Bois du Laerbeek. Un résultat est disponible pour juin 2009 :

Évaluations du Molenbeek (Bois du Laerbeek) (VUB : M2)

Date	2004	2007	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010
Nombre de taxons IBGN			24	Non encore	Non encore
Taxon indicateur			Gamma-ridae	commu-niqué	commu-niqué
Groupe indicateur			2		
Classe de diversité			7		
Cote IBGN/20			8		
EQR IBGN			0.72		

Groupes fonctionnels : la diversité est moyenne et même assez bonne ; la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est équilibrée : tous les groupes sont représentés sauf le groupe α , (normal pour une masse d'eau à courant lent) ; comme au point d'échantillonnage précédent, le groupe ζ est dominant en nombre d'individus mais le groupe δ est largement dominant par le nombre de taxons.

Par référence au même potentiel écologique que pour la Woluwe. Le Molenbeek contient une diversité raisonnablement grande et comparable à celle de la Woluwe mais le groupe indicateur est très bas dans le tableau (Tableau annexe 4) de l'IBGN, ce qui donne un résultat moyen ici aussi, on peut suspecter des déficits au moins temporaires en oxygène dissous.

2.3.2 Vallée du Neerpedebeek - Evaluations de 2009 – 2010

Le Neerpedebeek prend sa source à Sint Martens Lennik et entre dans la RBC à la rue de Koevijver. Il traverse une série de prairies puis entre dans le Parc régional de la Pède où il longe le 1^{er} étang (bassin d'orage) avec lequel il est relié par un déversoir amont et aval. Après avoir réceptionné les eaux du Broekbeek en rive gauche, le Neerpedebeek passe sous la Drève Olympique. Ensuite il longe et traverse le 2e étang, dans le Parc Communal de la Pède. Il passe en pertuis sous la rue du Lièvre où il reçoit la surverse d'un petit bassin d'orage au pied du ring en rive gauche. Il ressort ensuite à ciel ouvert, passe sous le ring, entre dans le parc des étangs et longe l'étang du Parc des étangs (3^e étang) avant de disparaître en pertuis sous le canal à hauteur de l'avenue Maurice Carême.

2.3.2.1 Neerpedebeek (rue de Koevijver) (VUB : N1)

Le Neerpedebeek a été échantillonné à proximité de l'endroit où il passe sous la rue de Koevijver. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations du Neerpedebeek (rue de Koevijver) (VUB : N1)

Date	2004	2007	1/07/2009	30/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN			2	2	2
Taxon indicateur			Oligochètes, Chiro- nomidae	Oligochètes, Chiro- nomidae	Oligochètes, Chiro- nomidae
Groupe indicateur			1	1	1
Classe de diversité			1	1	1
Cote IBGN/20			1	1	1
EQR IBGN			0.09	0.09	0.09

Groupes fonctionnels : la diversité est très basse et structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est typique d'une masse d'eau lente, très polluée et sans végétation aquatique : seul le groupe ζ est présent et avec un grand effectif.

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. En 2009 et 2010, ce ruisseau est en mauvais état lors des trois échantillonnages avec une diversité très faible et les Chironomidae comme groupes indicateurs.

2.3.2.2 Neerpedebeek en amont du parc de la Pède

Le Neerpedebeek a été échantillonné environ 100 à 200 m avant d'atteindre le parc de la Pède à proximité d'un karting. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations du Neerpedebeek (amont étang)

Date	2004	2007	1/07/2009	30/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN			6	3	3
Taxon indicateur			Chiro- nomidae	Chiro- nomidae	Chiro- nomidae
Groupe indicateur			1	1	1
Classe de diversité			2	1	1
Cote IBGN/20			2	1	1
EQR IBGN			0.18	0.09	0.09

Groupes fonctionnels : la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est typique d'une masse d'eau lente, polluée et sans végétation aquatique : en juillet 2009, les groupes α , β et ϵ sont absents, seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents et dominés par le groupe ζ et en octobre, il est réduit au seul groupe ζ .

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. En 2009 et 2010, ce ruisseau est en mauvais état lors des trois échantillonnages avec les Chironomidae comme groupes indicateurs. La diversité est plus grande en juillet 2009, probablement à la

suite de la sécheresse de juin qui a diminué le niveau de l'eau et fait émerger des petites plages de vase qui sont des sites de ponte pour des diptères saprophages

2.3.2.3 Neerpedebeek dans le parc de la Pède (VUB : N2)

Le Neerpedebeek a été échantillonné au niveau du premier grand étang du parc de la Pède, soit environ 400 à 500 m en aval du point précédent. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations du Neerpedebeek (étang) (VUB : N2)

Date	2004	2007	1/07/2009	30/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN			6	2	3
Taxon indicateur			Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae
Groupe indicateur			1	1	1
Classe de diversité			2	1	1
Cote IBGN/20			2	1	1
EQR IBGN			0.18	0.09	0.09

Le résultat est identique à ce qui avait été vu en amont de l'étang :

Groupes fonctionnels : la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est typique d'une masse d'eau lente, polluée et sans végétation aquatique : en juillet 2009, les groupes α , β et ϵ sont absents, seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents et dominés par le groupe ζ et en octobre, il est réduit au seul groupe ζ .

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. En 2009 et 2010, ce ruisseau est en mauvais état lors des trois échantillonnages avec les Chironomidae comme groupe indicateur.

Remarque : un point d'échantillonnage du Neerpedebeek était prévu le long du Bd M. Carême mais le ruisseau n'a pas été retrouvé à cet endroit et il n'a donc pas été échantillonné.

2.3.3 Vallée du Vogelzangbeek - Evaluations de 2009 – 2010

Le Vogelzangbeek provient de Sint-Pieters-Leeuw, où il coule sous le nom de Vlezenbeek, il marque ensuite la limite de la RBC entre Vlezenbeek (Sint-Pieters-Leeuw) et Anderlecht ; il se jette dans le Zuunbeek qui passe en siphon sous le canal et se jette dans la Senne.

Le Vogelzangbeek a été échantillonné à hauteur de la Vogelzangstraat, soit environ 1,5 km avant de passer en siphon sous le canal. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations du Vogelzangbeek (VUB : VZ)

Date	2004	2007	1/07/2009	30/10/2009	4/06/2010
Nombre de taxons IBGN			2	2	2
Taxon indicateur			Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae
Groupe indicateur			1	1	1
Classe de diversité			1	1	1
Cote IBGN/20			1	1	1
EQR IBGN			0.09	0.09	0.09

Groupes fonctionnels : la diversité est très basse et structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est typique d'une masse d'eau lente, très polluée et sans végétation aquatique : seul le groupe ζ est présent et avec un grand effectif.

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. Comme le Neerpedebeek, le Vogelzangbeek était en mauvais état lors des échantillonnages réalisés en 2009 et 2010 avec seulement 2 taxons et les groupes indicateurs les plus bas du tableau (Tableau annexe 4) de l'IBGN.

2.3.4 Vallée du Linkebeek Evaluations de 2009 – 2010

Le Linkebeek provient de plusieurs sources près du bois de Verrewinkel (Uccle) ; il quitte ensuite la RBC en direction de Linkebeek.

Le Linkebeek a été échantillonné au niveau de la rue de Linkebeek près de l'endroit où il quitte la RBC. Les résultats pour 2009 et 2010 sont donnés ci-dessous.

Évaluations du Linkebeek (VUB : LB)

Date	2004	2007	1/07/2009	27/10/2009	5/06/2010
Nombre de taxons IBGN			20	15	14
Taxon indicateur			Baetidae	Baetidae	Baetidae
Groupe indicateur			2	2	2
Classe de diversité			6	5	5
Cote IBGN/20			7	6	6
EQR IBGN			0.64	0.55	0.55

Groupes fonctionnels : la diversité est moyenne ; la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est équilibrée : tous les groupes sont représentés sauf le groupe α ,

(normal pour une masse d'eau à courant lent) ; les groupe β est bien représenté par 3 taxons (Gammare, larves de *Baetis* et larves de simulies). Le groupe ζ est dominant en nombre d'individus mais le groupe δ est dominant par le nombre de taxons. Ceci est possible grâce à la présence d'une végétation (surtout des mousses aquatiques) assez abondante bien que peu diversifiée.

Evolution temporelle : il n'y a pas de données disponibles pour 2004 et 2007. En 2009 – 2010, le Linkebeek contient une diversité raisonnablement grande et comparable à celle de la Woluwe mais le groupe indicateur est très bas dans le tableau (Tableau annexe 4) de l'IBGN, ce qui donne un résultat moyen (probablement un problème d'oxygène dissous). La diminution de diversité en octobre 2009 et juin 2010 n'est peut-être pas significative : les taxons qui ont disparu n'étaient représentés en juin 2009 que par 1 ou 2 individus.

2.3.5 Vallée de la Woluwe Evaluations de 2009-10 et comparaisons avec 2004-07

2.3.5.1 Le Roodkloosterbeek (ROO 001, VUB : RK).

Les échantillons sont prélevés dans le ruisseau du Rouge Cloître environ 300 m en aval de la chaîne des étangs du Rouge Cloître, dans le parc Bergoje, à Auderghem. Malgré des berges surélevées par endroits, le ruisseau du Rouge Cloître donne l'impression d'un ruisseau assez naturel coulant sous couvert forestier ombragé : 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, mais il y a peu de lumière qui atteint le ruisseau, ce qui limite le développement des hydrophytes et hélrophytes à quelques petites plages de *Nasturtium*. La face inférieure des pierres est colmatée par de la vase noire et malodorante suggérant des apports de matières organiques. Lors de certains échantillonnages, les Sphaeriidae forment par endroits une population très dense.

Les échantillons sont pris dans le parc Bergoje sur une longueur d'environ 20 m en amont et 30 m en aval du petit pont qui donne accès à un ponton dominant l'étang. Les résultats de 2009 sont présentés ci-dessous et comparés aux résultats de 2004 et 2007.

Évaluations du Ruisseau du Rouge Cloître – Roodkloosterbeek (ROO 001, VUB : RK).

Date	16/09/2004	3/10/2007	24/06/2009	25/10/2009	2/06/2010
Nombre de taxons IBGN	17	25	23	16	Non encore communiqué
Taxon indicateur	Hydro- psychidae	Lepto- ceridae	Lepto- ceridae	Lepto- ceridae	Non communiqué
Groupe indicateur	3	4	4	4	
Classe de diversité	6	8	7	5	
Cote IBGN/20	8	11	10	8	
EQR IBGN	0.73	1.00	0.91	0.73	

La qualité en 2009 est bonne en juin mais moyenne en octobre : on passe d'une diversité de 23 familles de macro-invertébrés en juin à 16 familles en octobre, dont respectivement 3 et 2 familles de Trichoptères. (Figure 1)

Groupes fonctionnels : le groupe α est absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine. Le groupe ε était absent en 2004 et 2007 mais fait son apparition avec 4 taxons en juin 2009, qui disparaissent de nouveau en octobre 2009, ce qui peut s'expliquer par la rareté de la végétation aquatique (faible luminosité au niveau du ruisseau).

Il est intéressant de remarquer que les amphipodes, qui étaient absents de l'inventaire en 2004, sont depuis lors régulièrement représentés par une espèce introduite d'origine américaine : *Crangonyx pseudogracilis*. Cette espèce appartient au groupe ζ (groupe associé au fond des eaux stagnantes) : son abondance inattendue dans une eau courante assez rapide s'explique probablement par une dérive depuis l'étang du Rouge Cloître juste en amont. Les écrevisses qui ont été collectées – *Orconectes limosus* - sont également d'origine américaine.

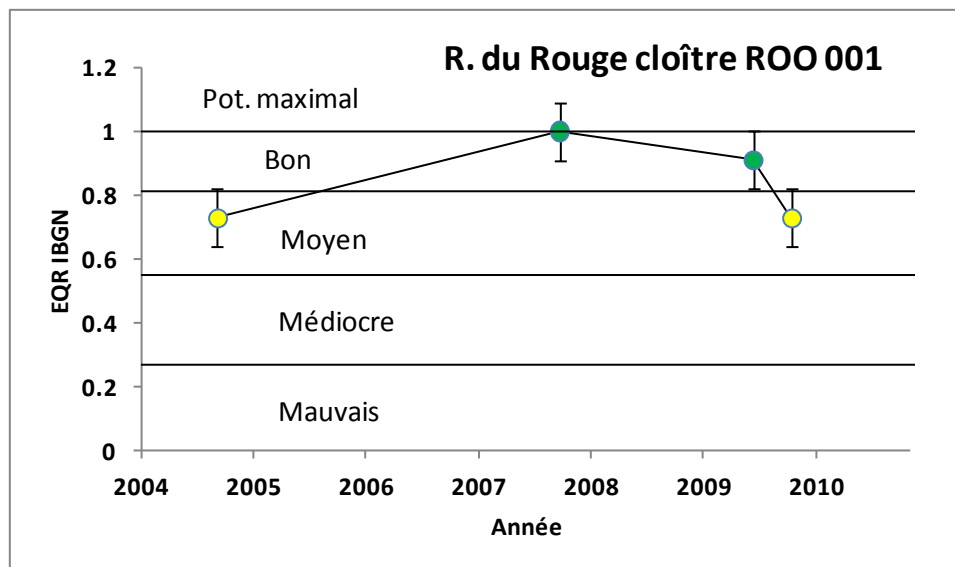


Figure 1: évolution de la qualité écologique du ruisseau du Rouge Cloître, de 2004 à 2009. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Woluwe. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Evolution temporelle : Le ruisseau, qui était en état moyen en 2004, avait atteint en 2007 un 'très bon état écologique' (Triest et al, 2008), mais en considérant que ce ruisseau est une masse d'eau fortement modifiée, cette qualification n'est pas correcte et il faut considérer qu'il est en bon état en 2007. C'est encore le cas en juin 2009 mais ce n'est plus le cas en octobre 2009, avec 7 taxons de moins qu'en juin (Figure 1). Les taxons qui ont disparu sont en majorité des espèces d'eaux calmes, ce qui pourrait indiquer qu'un épisode de courant rapide (lié à la gestion de l'étang en amont ?) a pu intervenir avant l'échantillonnage d'octobre 2009.

2.3.5.2 La Woluwe dans le parc Seny (VUB : W1).

Les échantillons sont prélevés dans la Woluwe dans le parc Seny, entre 50 et 100 m en aval de l'exutoire de l'étang de Tenreuken. Les résultats de 2009 sont présentés ci-dessous.

Évaluations de la Woluwe dans le parc Seny (VUB : W1)

Date	2004	2007	24/06/2009	25/10/2009	8/06/2010
Nombre de taxons IBGN			28	30	Non encore communiqué
Taxon indicateur			Hydroptilidae	Hydroptilidae	
Groupe indicateur			5	5	
Classe de diversité			8	9	
Cote IBGN/20			12	13	
EQR IBGN			1.09	1.18	

La qualité est très bonne en 2009 : 28 ou 30 familles de macro-invertébrés sont représentées, dont 4 familles de Trichoptères, le potentiel maximal est donc atteint (EQR > 1).

Deux choses contribuent à donner une bonne qualité à la Woluwe à cet endroit : (a) l'étang juste en amont est en bon état écologique (voir plus loin l'analyse de l'étang de Tenreuken) et (b) dans sa traversée du parc Seny, la Woluwe par sa physionomie se rapproche d'un ruisseau naturel, avec des berges peu escarpées, une trajectoire qui n'est pas tout à fait linéaire, une végétation (hydrophytes et hélophytes) diversifiée et une alternance de zones ombragées et ensoleillées.

Groupes fonctionnels : Le groupe α est absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine. Le groupe β est représenté par 4 taxons ; le groupe γ est dominant par le nombre de taxons et d'individus, mais les groupes δ et ϵ sont également bien représentés grâce à la végétation aquatique.

Evolution temporelle : la comparaison avec 2004 et 2007 n'est pas possible car ce point n'avait pas été échantillonné à ces moments. Toutefois des échantillons prélevés au cours des années précédentes avec des étudiants (en dehors des études pour l'IBGE) ont toujours témoigné d'une bonne qualité du ruisseau à cet endroit.

2.3.5.3 La Woluwe à d'Hof ter Musschen (WOL 025, VUB : W2).

Les échantillons sont prélevés dans la Woluwe entre 100 et 200 m en amont de l'avenue Hippocrate qui marque la limite de la RBC. Le cours d'eau est linéaire avec des berges surélevées ; par endroits le courant s'accélère un peu mais il est globalement assez homogène. L'eau est transparente et le fond est sableux, mais sous le sable on trouve de la vase noire ; 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 trouve des héliophytes le long des berges (*Nasturtium*, *Veronica*...). Le fond du cours d'eau est colonisé par des *Callitriche* et *Potamogeton*. Les résultats de 2009 et 2010 sont présentés ci-dessous et comparés aux résultats de 2004 et 2007.

Évaluations de la Woluwe à Hof ter Musschen (WOL 025, VUB : W2).

Date	13/09/2004	2/10/2007	21/06/2009	25/10/2009	2/06/2010
Nombre de taxons IBGN	17	19	21	21	20
Taxon indicateur	Gamma-ridae	Hydro-psychidae	Hydro-psychidae	Lepto-ceridae	Lepto-ceridae
Groupe indicateur	2	3	3	4	4
Classe de diversité	6	6	7	7	6
Cote IBGN/20	7	8	9	10	9
EQR IBGN	0.64	0.73	0.82	0.91	0.82

La qualité est bonne en 2009 et 2010 mais sans atteindre le niveau qu'elle avait au niveau du parc Seny : 20 ou 21 familles de macro-invertébrés sont représentées, dont 2 familles de Trichoptères. A noter que les Leptoceridae étaient aussi présents en juin 2009 mais en un seul exemplaire, ce qui ne permettait pas de les considérer comme groupe indicateur (au moins trois individus sont nécessaires).

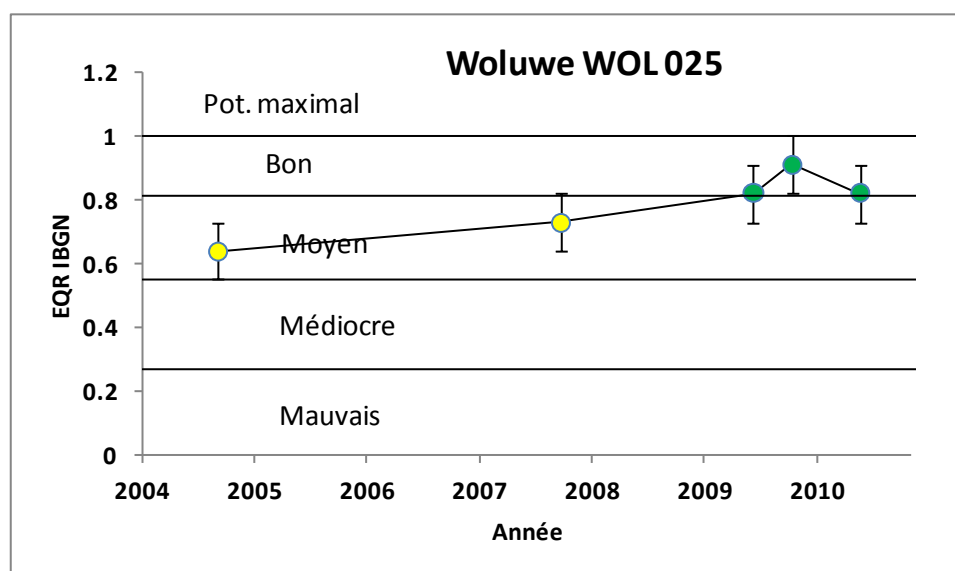


Figure 2: évolution de la qualité écologique de la Woluwe à Hof ter Musschen, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Woluwe. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Groupes fonctionnels : le groupe α est absent, ce qui est normal pour un ruisseau de plaine, mais c'est le groupe β qui est dominant, soit en nombre de taxons, soit en nombre d'individus, selon les échantillons. Ceci distingue la station d'Hof ter Musschen de celle du parc Seny et

du Roodkloosterbeek et caractérise des cours d'eau à courant moyen. Par ailleurs, le groupe ϵ est le moins représenté voire quelques fois absent, ce qui peut s'expliquer par l'absence de zones lenticules peuplées d'hydrophytes (la canalisation de la Woluwe a rendu la vitesse du courant assez homogène et a supprimé les zones lenticules ; voir toutefois l'intercalibration).

Evolution temporelle : la comparaison avec 2004 et 2007 est favorable : il semble que la qualité se soit améliorée de manière assez durable : la richesse spécifique s'est accrue et le groupe indicateur a également progressé. Il faut toutefois remarquer que l'on reste près de la limite inférieure de la bonne qualité (Figure 2).

Des échantillons prélevés à l'occasion de l'exercice d'intercalibration ont révélé un phénomène très intéressant à cet endroit (qui sera analysé dans le paragraphe suivant).

2.3.5.4 Vallée de la Woluwe - Intercalibration de 2010.

Les échantillons sont prélevés par l'ULB dans la Woluwe au niveau de Hof ter Musschen entre 100 et 200 m en amont de l'avenue Hippocrate qui marque la limite de la RBC. L'échantillon prélevé par le VMM se situe 100 m en aval, soit juste avant le pont sous l'avenue Hippocrate.

En raison d'un malentendu dans la communication avec le VMM, l'ULB a prélevé deux échantillons (en plus de celui de juin dans le cadre du contrat avec l'IBGE) et ce n'est que celui du 19 août qui sert à l'intercalibration. Néanmoins les trois échantillons prélevés de juin, juillet et août fournissent un résultat fort intéressant.

Évaluations et intercalibration de 2010 de la Woluwe à Hof ter Musschen (WOL 025) (celle du VMM est en bleu)

Date	2/06/2010	8/07/2010	19/08/2010	19/08/2010
Echantillonnage	ULB	ULB	ULB	VMM
Nombre de taxons IBGN	20	31	20	21
Taxon indicateur	Leptoceridae	Leptoceridae	Leptoceridae	Hydro- psychidae
Groupe indicateur	4	4	4	3
Classe de diversité	6	9	6	7
Cote IBGN/20	9	12	9	9
EQR IBGN	0.82	1.09	0.82	0.82

Commençons par l'intercalibration (échantillons du 19 août) : bien que prélevés différemment, les échantillons de l'ULB et du VMM fournissent des résultats remarquablement cohérents lorsqu'ils sont analysés par référence au même potentiel écologique (Figure 3).

Les trois échantillons prélevés par l'ULB en juin, juillet et août montrent que la Woluwe peut momentanément atteindre son potentiel maximal à Hof ter Musschen d'après les macro-invertébrés : en effet les estimations de la qualité écologique de début juin et de mi-août sont identiques mais le 8 juillet, elle est nettement supérieure (Figure 3) : le groupe indicateur n'a pas changé, mais la diversité a considérablement augmenté : 31 familles récoltées en juillet au lieu de 20 en juin et août. Ceci est la conséquence de la sécheresse du mois de juin et début juillet. Lorsque l'échantillon est prélevé, le 8 juillet, la Woluwe est en étiage, ce qui a pour conséquence de rendre le courant globalement plus lent et plus hétérogène : très ralenti dans les massifs d'hydrophytes et d'hélophytes mais encore modérément rapide dans le chenal principal où il a tendance à devenir un peu sinueux. Dans le même temps, la faune aquatique peut migrer des étangs ou du marais d'Hof ter Musschen vers le ruisseau, où elle peut se maintenir à la faveur de courants localement lents. Ceci est parfaitement illustré par le groupe fonctionnel ε (typique des eaux calmes) représenté par 6 taxons en juillet mais par un seul taxon en août (que ce soit dans l'échantillon de l'ULB ou du VMM) : lorsque l'échantillon est prélevé, le 19 août, la Woluwe vient de subir une crue liée à un gros orage, ce qui a eu pour conséquence d'emporter plusieurs taxons (mollusques, Hétéroptères, Coléoptères, Trichoptères, ...) qui ne sont pas capables de résister au courant uniforme (sans refuge dans des zones lenticues) de la Woluwe en crue.

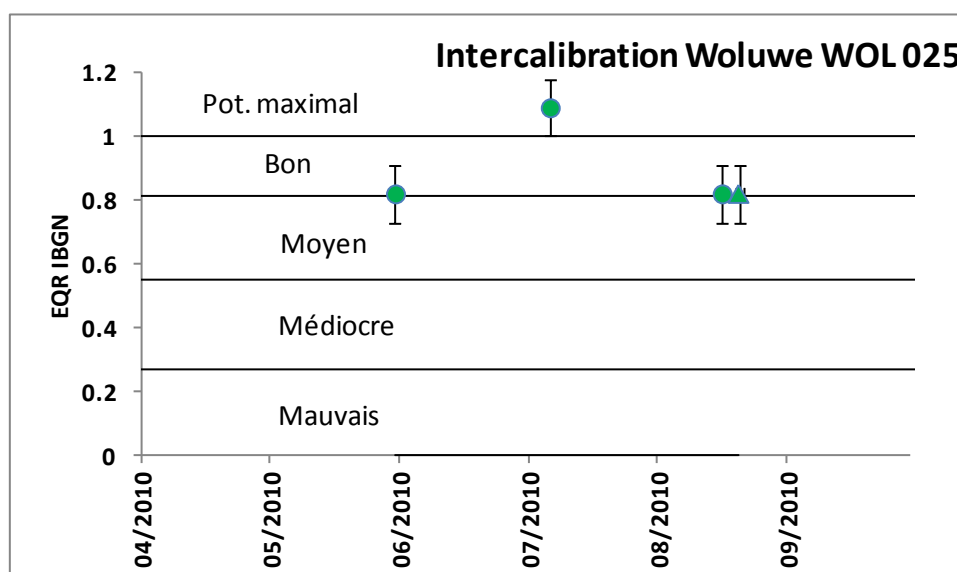


Figure 3: évolution de la qualité écologique de la Woluwe à Hof ter Musschen, de juin à août 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Woluwe. Les échantillons prélevés par l'ULB sont indiqués par des cercles et l'échantillon du VMM par un triangle. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.3.6 La Senne - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007

2.3.6.1 La Senne à l'entrée dans la RBC.

La Senne au niveau de la StEp Sud (ZEN025 ; VUB : S1).

Les échantillonnages ont été réalisés à l'endroit où la Senne entre dans la RBC, à l'arrière des bâtiments Viangros et dans le virage du Boulevard Industriel. Avec ses berges bétonnées verticales, ses eaux turbides et sa couleur grise, la Senne à l'entrée dans la Région bruxelloise donne l'impression d'un égout coulant à ciel ouvert. Toutefois, des dosages de l'oxygène dissous (plus de 50% de saturation) ne sont pas aussi catastrophiques que l'aspect visuel ne le laissait croire. En outre 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. Des hydrophytes précédemment absents sont apparus après 2007 (*Potamogeton pectinatus*). Les substrats artificiels sont placés en rive gauche juste en face ou un peu en amont de l'exutoire de la StEp, et ne sont donc pas influencés par l'eau sortant de la StEp).

Groupes fonctionnels : le groupe α est absent, ce qui est normal pour une rivière qui a un courant assez lent à cet endroit ; le groupe β est également absent alors qu'il devrait être présent, son absence est sans doute liée à la pollution organique encore trop forte. Le groupe ϵ est également absent en raison de l'absence des hydrophytes, la réapparition de *Potamogeton pectinatus* avec sa structure filamenteuse n'offre pas un habitat facilement utilisable par les macro-invertébrés. Seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents, ce qui constitue une faune de macro-invertébrés manifestement incomplète.

Évaluations de la Senne 'IN' (ZEN025, VUB : S1).

Date	12/10/2004	4/10/2007	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN	6	6	5	7	5
Taxon indicateur	Mollusques	Mollusques	Chiro-nomidae	Mollusques	Chiro-nomidae
Groupe indicateur	2	2	1	2	1
Classe de diversité	2	2	2	3	2
Cote IBGN/20	3	3	2	4	2
EQR IBGN	0.30	0.30	0.20	0.40	0.20

Evolution temporelle : rien n'a fondamentalement changé depuis 2004 : la Senne à l'entrée dans la RBC oscille entre les états 'médiocre' et 'mauvais' (Figure 4). Ces oscillations signifient peut-être des oscillations de la pollution de la masse d'eau mais elles peuvent également être la conséquence de fluctuations aléatoires de l'échantillonnage des Mollusques (c'est cette hypothèse qui est la plus vraisemblable : voir les échantillonnages de la rue Bollinckx ci-dessous). En passant d'un échantillon sans mollusques à un échantillon qui

contient trois individus mollusques, on augmente à la fois le nombre de taxons et le groupe indicateur, ce qui permet de faire à coup sûr un saut de 1, voire de 2 points de l'IBGN.

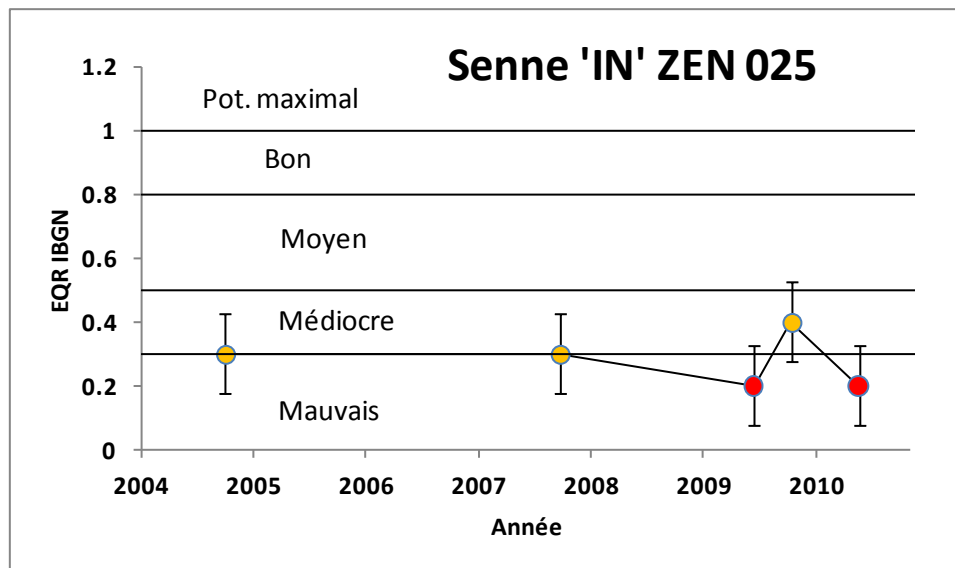


Figure 4: évolution de la qualité écologique de la Senne à l'entrée dans la RBC, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Senne. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

La Senne en aval de la StEp Sud (VUB : S2).

Les échantillonnages ont été réalisés environ 400 m en aval de la StEp Sud au niveau de la rue Bollinckx (en rive droite) où les eaux de la Senne et de la StEp se sont donc mélangées. Des hydrophytes (*Potamogeton pectinatus*) sont présents. Les berges de la rivière sont abruptes mais non bétonnées.

Groupes fonctionnels : ici, le courant est localement un peu plus rapide qu'à la station ZEN 025 et le groupe α pourrait être représenté, mais la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est strictement identique à ce que l'on a observé dans la station ZEN 025 : les groupes α , β et ϵ sont absents. Seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents, ce qui constitue une faune de macro-invertébrés incomplète.

Evolution temporelle : ce point n'avait pas été échantillonné en 2004 – 2007. Les fluctuations observées en 2009 - 2010 ne sont pas corrélées avec les fluctuations observées 400 m en amont aux mêmes dates. L'hypothèse des fluctuations aléatoires de l'échantillonnage des Mollusques semble donc la plus vraisemblable pour expliquer ces fluctuations.

Évaluations de la Senne (aval StEp Sud) (VUB : S2).

Date	12/10/2004	4 /10/2007	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN			8	6	5
Taxon indicateur			Mollusques	Chironomidae	Chironomidae
Groupe indicateur			2	1	1
Classe de diversité			3	2	2
Cote IBGN/20			4	2	2
EQR IBGN			0.4	0.2	0.2

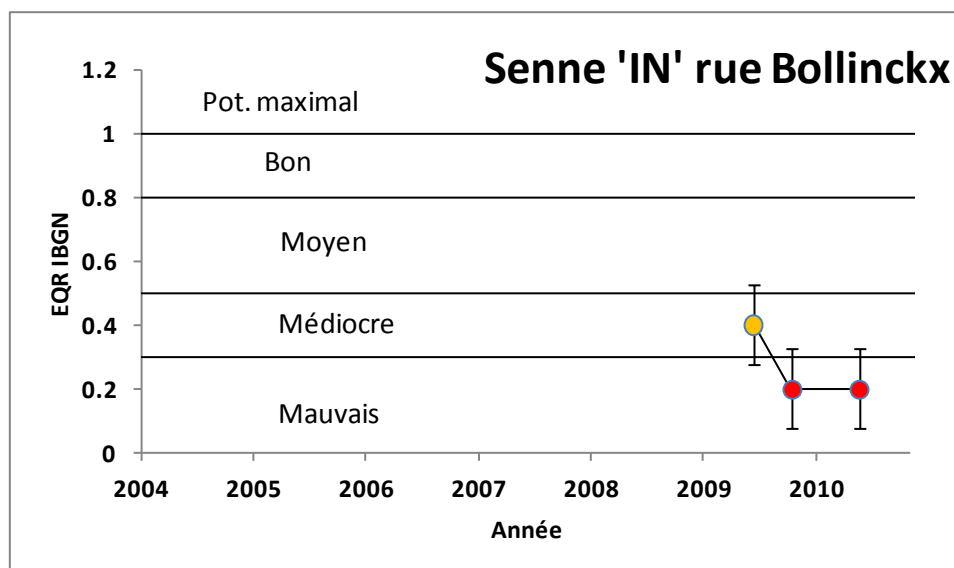


Figure 5: évolution de la qualité écologique de la Senne au niveau de la rue Bollinckx en 2009 et 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Senne. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.3.6.2 La Senne à la sortie de la RBC.

La Senne en amont de la StEp Nord (VUB : S3).

Il était initialement prévu d'échantillonner au niveau de la rampe du Lion mais les berges de la Senne sont, à cet endroit, tellement abruptes qu'il n'a pas été possible d'y accéder.

En 2010, l'échantillonnage a été réalisé entre la digue du canal et l'avenue de Vilvorde, au niveau de l'entreprise Ceres, soit entre 500 et 400 m en amont de l'exutoire de la StEp Nord.

Évaluations de la Senne (amont StEp Nord) (VUB : S3).

Date	2004	2007	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN			Sans accès	Sans accès	3
Taxon indicateur					Chiro- nomidae
Groupe indicateur					1
Classe de diversité					1
Cote IBGN/20					1
EQR IBGN					0.1

L'unique échantillon prélevé en juin 2010 est très pauvre et situe la Senne en mauvais état.

La Senne en aval de la StEp Nord (ZEN 070, VUB : S4).

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où la Senne quitte la RBC, sur le site de la StEp Nord (avec l'autorisation du Directeur de la StEp) et à 200 - 300 m en aval de l'exutoire de la StEp. La zone d'échantillonnage comporte une petite plage de vase déposée (courant lent) et une zone profonde à courant moyen. Il y a aussi des zones de courant plus rapide : des substrats déposés dans ces endroits ont rompu leur amarrage après une pluie d'orage. L'échantillonnage s'est donc fait à un endroit où l'eau qui sort de la StEp et l'eau de la Senne se sont déjà en bonne partie mélangées.

Les berges sont hautes et escarpées mais ne sont pas 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 la plupart du temps transparente. L'eau de la Senne en état d'étiage est aussi relativement transparente mais redevient fortement turbide en situation de crue.

Groupes fonctionnels : la structure du peuplement en termes de groupes fonctionnels est pratiquement identique à ce que l'on a observé dans la station ZEN 025 : les groupes α , β et ε sont absents. Seuls les groupes γ , δ et ζ sont présents, ce qui constitue une faune de macro-invertébrés incomplète.

Évaluations de la Senne 'OUT' (ZEN070, VUB : S4).

Date	13/10/2004	5/10/2007	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN	0	7	6	5	4
Taxon indicateur	/	Chiro- nomidae	Chiro- nomidae	Chiro- nomidae	Chiro- nomidae
Groupe indicateur	0	1	1	1	1
Classe de diversité	0	3	2	2	2
Cote IBGN/20	0	3	2	2	2
EQR IBGN	0.00	0.30	0.20	0.20	0.20

Evolution temporelle : en 2004, il n'y avait aucune vie animale dans la Senne à cet endroit et l'oxygène dissous était pratiquement nul. En 2007, à peine 6 mois après la mise en fonction de la StEp Nord, l'oxygène dissous atteignait un taux comparable à ce qu'il est à l'entrée dans la RBC (60% de la saturation) et la vase abritait des organismes polysaprobés (oligochètes, achètes et larves de chironomes) : l'augmentation de qualité était spectaculaire et atteignait de justesse l'état médiocre. On pouvait espérer que l'amélioration n'avait pas encore atteint un état d'équilibre et que l'état de la Senne allait encore s'améliorer, mais plus aucune amélioration n'a été constatée en 2009 – 2010 et l'état reste mauvais (Figure 6). L'absence des mollusques ne permet pas de sortir du mauvais état.

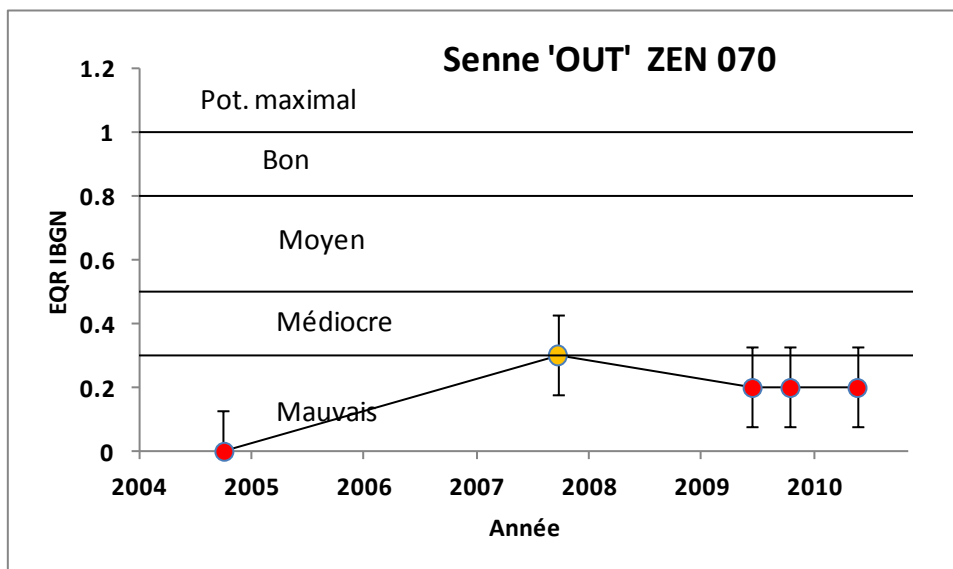


Figure 6: évolution de la qualité écologique de la Senne à la sortie de la RBC, en aval de la StEp Nord de 2004 et 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour la Senne. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.3.7 Le canal - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007

2.3.7.1 Le canal à l'entrée dans la RBC (KAN 005, VUB : C1).

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal entre dans la RBC, le long du quai d'Aa, 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. 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 en profondeur mais peu de vagues contre les berges. À proximité des berges, le fond du canal semble très pauvre en sédiments fins, un échantillonnage à l'aide d'une benne n'a remonté qu'un peu d'argile. Le taux d'oxygène est assez loin de la saturation (de l'ordre de 70%) alors qu'il ne semble pas y avoir

de vase organique sur le fond ; la circulation des péniches maintient probablement la matière organique en suspension.

En 2004 et 2007, aucun organisme n'est capturé par le raclage des berges et uniquement quelques bivalves (*Dreissena*) à la benne ; tous les taxons récoltés figurent dans les substrats artificiels.

Groupes fonctionnels et évolution temporelle : le groupe α est absent, ce qui est normal pour un canal. En 2004 et 2007, le groupe β n'est représenté que par un seul taxon (*Gammarus pulex*) mais il est dominant par le nombre d'individus. En 2009 et 2010, ce taxon (*G. pulex*) est remplacé par un autre gammare (*Echinogammarus berilloni*) du groupe ζ ; le groupe β est donc absent en 2009 - 2010, ce qui est en fait normal pour un canal. Le groupe ε est également absent, ce qui est lié à l'absence de plantes aquatiques. En 2009 et 2010, le groupe ζ domine par le nombre d'individus et 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.

Évaluations du canal à l'entrée de la RBC (KAN 005, VUB : C1).

Date	12/10/2004	8/10/2007	25/06/2009	18/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN	8	12	14	10	11
Taxon indicateur	Gamma-ridae	Gamma-ridae	Gamma-ridae	Gamma-ridae	Gamma-ridae
Groupe indicateur	2	2	2	2	2
Classe de diversité	3	4	5	4	4
Cote IBGN/20	4	5	6	5	5
EQR IBGN	0.50	0.63	0.75	0.63	0.63

Evolution temporelle : par rapport au potentiel défini pour le canal dans la RBC, le canal à l'entrée de la région reste régulièrement au niveau 'moyen', malgré une augmentation momentanée en été 2009 (Figure 7). Celle-ci semble à première vue être liée au hasard de l'échantillonnage : en effet sur les 14 taxons récoltés en juin 2009, 4 n'étaient représentés que par un seul individu. Néanmoins une amélioration similaire s'est aussi produite à la même date dans le canal à la sortie de la RBC.

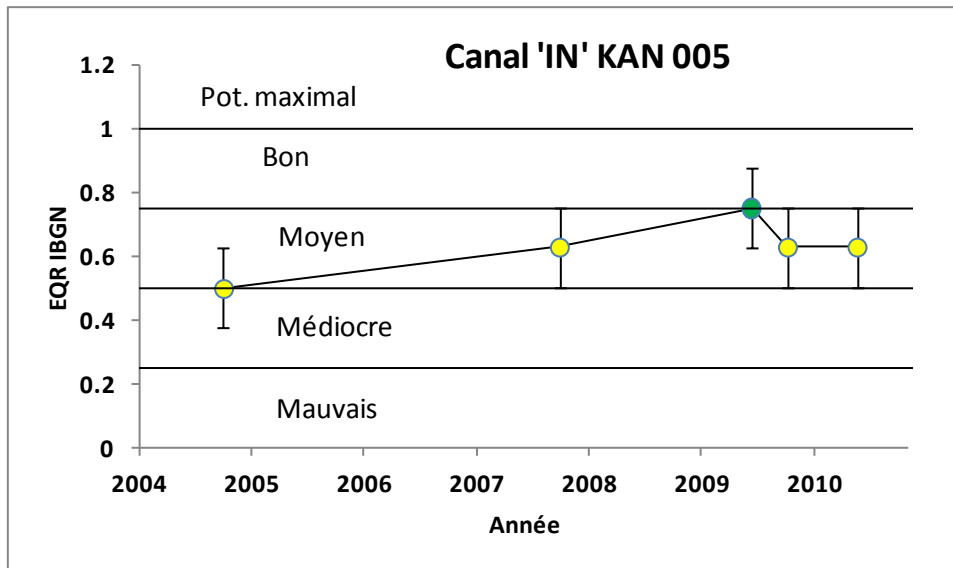


Figure 7: évolution de la qualité écologique du canal à l'entrée dans la RBC, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour le canal en RBC. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.3.7.2 Le canal à la sortie de la RBC (KAN 050, VUB : C2).

L'échantillonnage a été réalisé à l'endroit où le canal sort de la RBC, juste en amont du pont de Buda et en rive gauche. 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. À proximité des berges, le fond du canal semble très pauvre en sédiments fins, un échantillonnage à l'aide d'une benne n'a remonté que quelques graviers. Le taux d'oxygène est loin de la saturation (parfois seulement de l'ordre de 30%) alors qu'il ne semble pas y avoir de vase organique sur le fond ; la circulation des péniches maintient probablement la matière organique en suspension. La température, de 3,5°C supérieure à ce qu'elle est dans le canal à l'entrée de la RBC, favorise sans doute la métabolisation de la matière organique maintenue en suspension par le passage des bateaux, d'où la faible teneur en oxygène dissous.

En 2004 et 2007, seuls quelques bivalves (*Dreissena*) sont récoltés par le raclage des berges et aucun à la benne ; tous les taxons récoltés figurent dans les substrats artificiels.

Évaluations du canal à la sortie de la RBC (KAN 050, VUB : C2).

Date	13/10/2004	8/10/2007	25/06/2009	18/10/2009	1/06/2010
Nombre de taxons IBGN	7	10	13	8	10
Taxon indicateur	Mollusques	Gamma-ridae	Gamma-ridae	Gamma-ridae	Gamma-ridae
Groupe indicateur	2	2	2	2	2
Classe de diversité	3	4	5	3	4
Cote IBGN/20	4	5	6	4	5
EQR IBGN	0.50	0.63	0.75	0.50	0.63

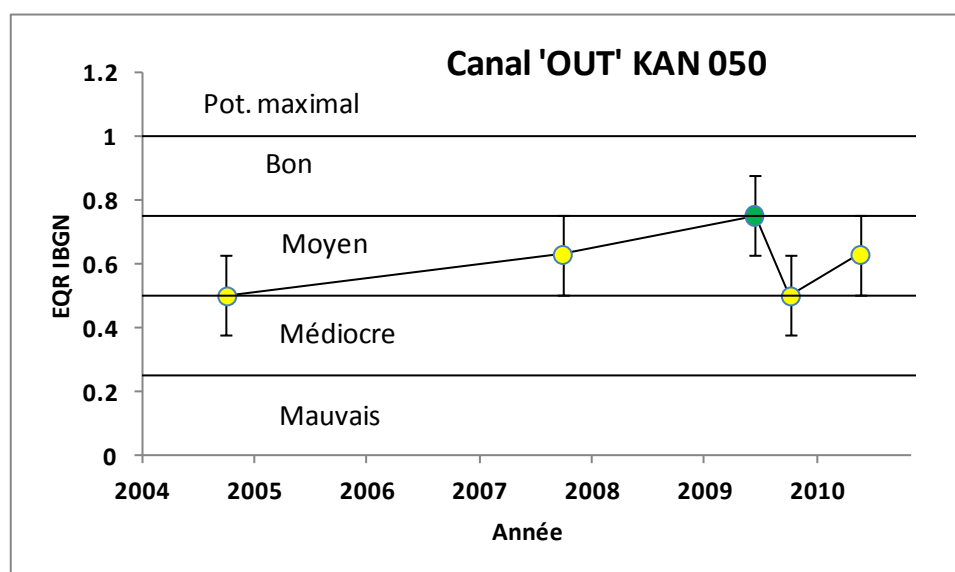


Figure 8: évolution de la qualité écologique du canal à la sortie de la RBC, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après l'IBGN et le potentiel écologique défini spécifiquement pour le canal en RBC. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Groupes fonctionnels et évolution temporelle : 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 , qui était absent en 2004, est apparu en 2007 avec un seul taxon (*Gammarus pulex*) qui s'est maintenu en 2009 et 2010 (contrairement à ce qui s'est passé dans le canal à l'entrée dans la RBC). Les groupes γ et ζ dominent par le nombre de taxons, dont deux espèces exotiques d'origine ponto-caspienne (*Dreissena polymorpha* et *Corophium curvispinum*).

Par rapport au potentiel défini pour le canal dans la RBC, le canal reste régulièrement au niveau 'moyen', malgré une augmentation momentanée en 2009 (Figure 8) ; mais dans ce cas, un seul des 13 taxons récoltés n'est représenté que par 1 individu et comme une amélioration a également été constatée dans le canal à l'entrée de la RBC, il est possible que cette amélioration ne soit pas simplement due au hasard de l'échantillonnage.

2.3.8 Les étangs de la vallée de la Woluwe - Evaluations de 2009 – 2010 et comparaisons avec 2004 et 2007.

2.3.8.1 L'étang des Enfants noyés (ETA 003, VUB : VKn1).

Le lieu d'échantillonnage n'est pas précisé.

Groupes fonctionnels : le groupe fonctionnel α est tout à fait absent et le groupe β n'est représenté que par un ou deux taxons, ce qui est normal pour un étang. Les groupes γ et δ dominent le peuplement (surtout par le nombre de taxons).

Évaluations de l'étang des Enfants Noyés (ETA 003, VUB : VKn1).

Date	2004	2007	22/06/2009	29/10/2009	8/06/2009
Nombre de taxons MMIF			31	19	21
Nombre de taxons EPT			3	3	3
Nbre taxons exigeants non EPT			9	3	4
Shannon Wiener			2.44	2.35	2.50
Tolérance moyenne			5.10	4.84	5.00
Scores ('alkalisch meer')					
nombre de taxons			4	2	3
nombre de taxons EPT			2	2	2
nbre taxons exigeants non EPT			4	2	2
Shannon Wiener			3	3	3
tolérance moyenne			3	3	3
Cote MMIF/20			16	12	13
EQR MMIF			0.80	0.60	0.65

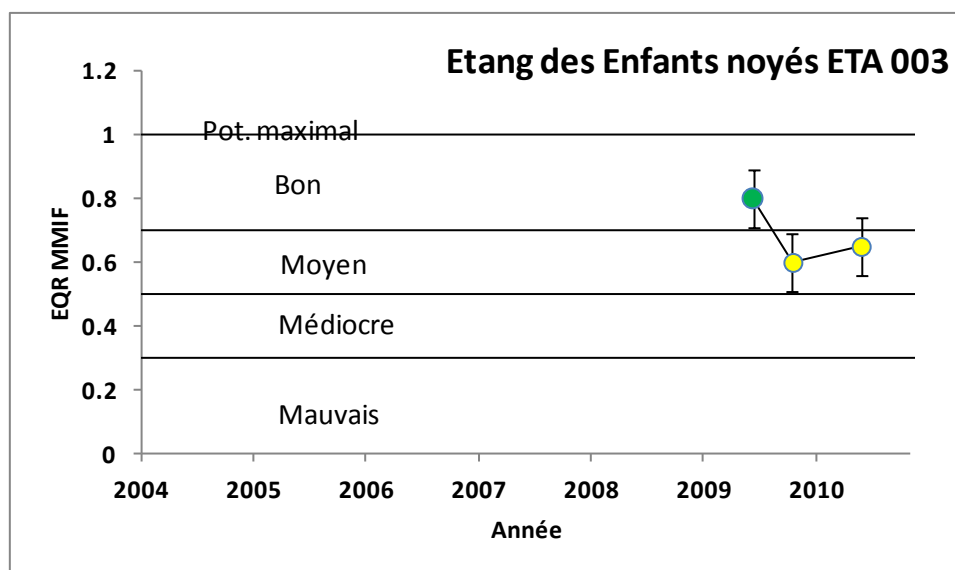


Figure 9: évolution de la qualité écologique de l'étang des Enfants noyés, en 2009 et 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après le MMIF et le potentiel écologique défini pour les étangs alcalins de Flandre. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Evolution temporelle : l'étang des Enfants noyés avait été biomanipulé en 2005. En juin 2009, il était en bon état, avec une végétation aquatique diversifiée, mais il tombe en état moyen en octobre et reste en état moyen en juin 2010 (Figure 9). Cette chute de qualité résulte de la diminution du nombre total de taxons et de la diminution de 6 unités du nombre de 'taxons exigeants non EPT'. Cinq de ces 6 taxons sont des prédateurs appartenant aux groupes fonctionnels δ et ε , liés à la végétation aquatique des eaux calmes.

L'analyse des macrophytes (voir Vegetatie) a montré qu'en juillet 2010 l'étang était couvert par des lentilles d'eau, ce qui n'offre pas un habitat (structure spatiale) favorable aux macro-invertébrés.

2.3.8.2 Le grand étang de Boitsfort (ETA 051, VUB : Wtml).

L'échantillonnage est réalisé vers le milieu de la berge septentrionale de l'étang (accessible par la rue du Silex).

Lors de l'échantillonnage de 2004, le niveau de l'eau avait été abaissé mais lors des échantillonnages suivants, il avait été rétabli à la normale. 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*, *Ceratophyllum*), fournissant de nombreux habitats aux macro-invertébrés. Les oiseaux (canards) étaient nombreux en 2004 mais leur nombre a été diminué. 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, au-dessus du niveau de l'eau, sont envahies par une mégaphorbiaie nitrophile relativement peu esthétique (orties,...). Des cinq étangs étudiés, c'est celui qui possède les berges les plus naturelles et la plus grande diversité de macrophytes et d'habitats et donc celui qui peut accueillir potentiellement la plus grande diversité de macro-invertébrés. Les résultats de 2009 et 2010 sont présentés ci-dessous et comparés aux résultats de 2004 et 2007.

Groupes fonctionnels : le groupe fonctionnel α est tout à fait absent et le groupe β n'est représenté que par un ou deux taxons, ce qui est normal pour un étang. 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 la présence d'un gammare exotique (*Crangonyx pseudogracilis*) qui n'a cependant plus été pris lors du dernier échantillonnage de l'été 2010.

Évaluations du grand étang de Boitsfort (ETA 051, VUB : Wtml).

Date	16/09/2004	9/10/2007	24/07/2009	29/10/2009	8/06/2010
Nombre de taxons MMIF	20	36	33	32	26
Nombre de taxons EPT	1	4	5	5	5
Nbre taxons exigeants non EPT	4	8	8	8	7
Shannon Wiener	1.54	2.71	2.73	2.42	1.46
Tolérance moyenne	4.50	4.81	5.00	5.03	5.23
Scores ('alkalisch meer')					
nombre de taxons	3	4	4	4	3
nombre de taxons EPT	1	3	3	4	4
nbre taxons exigeants non EPT					
EPT	2	4	4	4	3
Shannon Wiener	2	4	4	3	2
tolérance moyenne	3	3	3	3	4
Cote MMIF/20	11	18	18	18	16
EQR MMIF	0.55	0.90	0.90	0.90	0.80

Evolution temporelle : nous avons estimé en 2004 que le résultat obtenu à cette époque (qualité moyenne) n'était pas significatif, vu que le niveau de l'eau était fortement abaissé et que l'étang était loin de son état d'équilibre. Après avoir été biomanipulé en décembre 2005 - janvier 2006 le grand étang de Boitsfort avait atteint en 2007 un 'très bon état écologique' (Triest et al, 2008), mais en considérant que l'étang est une masse d'eau fortement modifiée, cette qualification n'est pas correcte et il faut simplement considérer qu'il est en bon état depuis 2007. Et ce bon état persiste jusqu'en 2010 (Figure 10). La relative diminution observée en été 2010 n'est peut-être significative mais pourrait aussi marquer le début de la fin du bénéfice de la biomanipulation de 2005.

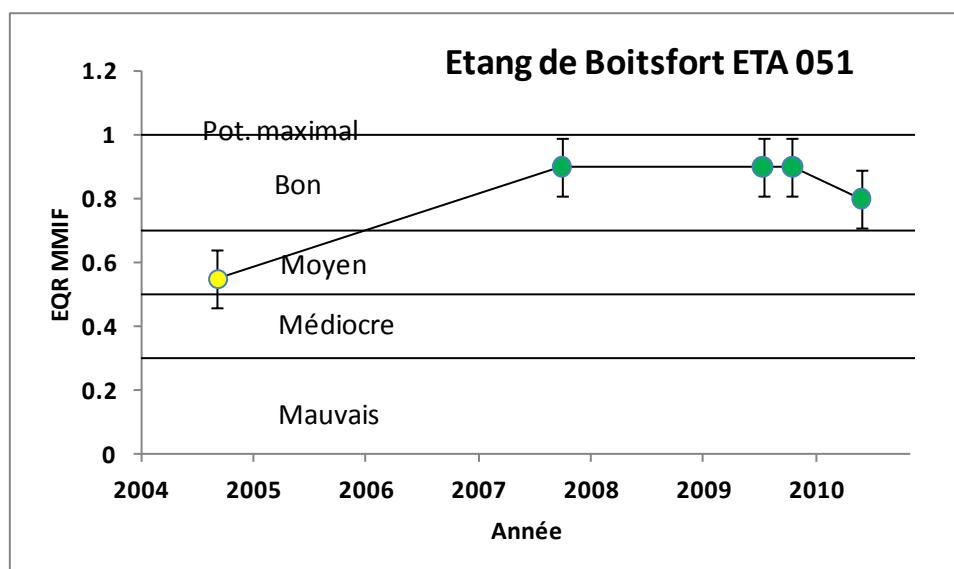


Figure 10: évolution de la qualité écologique du grand étang de Boitsfort, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après le MMIF et le potentiel écologique défini pour les étangs alcalins de Flandre. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.3.8.3 L'étang de Tenreuken (ETA 020, VUB : Tenr).

Le lieu précis de l'échantillonnage n'est pas précisé.

Groupes fonctionnels : le groupe fonctionnel α est tout à fait absent et le groupe β n'est représenté que par un taxon, ce qui est normal pour un étang. Le groupe γ domine assez nettement le peuplement (par le nombre de taxons et d'individus). Les groupes δ et ε sont moins présents que dans le grand étang de Boitsfort, sans doute en raison d'une végétation aquatique moins développée, quoique diversifiée.

Bien qu'il n'ait pas été biomanipulé, l'étang de Tenreuken est en bon état écologique sans atteindre la diversité taxonomique et la qualité du grand étang de Boitsfort.

Évaluations de l'étang de Tenreuken (ETA 020, VUB : Tenr).

Date	2004	2007	22/06/2009	29/10/2009	8/06/2010
Nombre de taxons MMIF			24	25	22
Nombre de taxons EPT			4	5	4
Nbre taxons exigeants non EPT			6	5	3
Shannon Wiener			2.61	2.29	2.61
Tolérance moyenne			5.17	5.16	4.82
Scores ('alkalisch meer')					
nombre de taxons			3	3	3
nombre de taxons EPT			3	4	3
nbre taxons exigeants non EPT			3	2	2
Shannon Wiener			3	3	3
tolérance moyenne			3	3	3
Cote MMIF/20			15	15	14
EQR MMIF			0.75	0.75	0.70

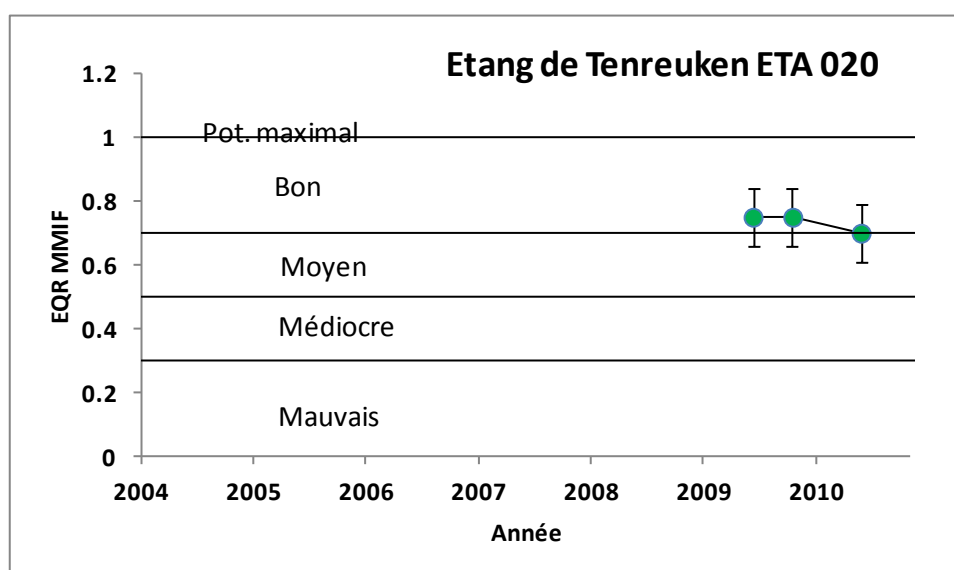


Figure 11: évolution de la qualité écologique de l'étang de Tenreuken, en 2009 et 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après le MMIF et le potentiel écologique défini pour les étangs alcalins de Flandre. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Evolution temporelle : l'étang de Tenreuken n'avait pas été échantillonné en 2004 et 2007. En 2009, il apparaît en bon état et reste en bon état en 2010 malgré une diminution du nombre de taxons sensible EPT et non EPT.

2.3.8.4 L'étang long de Woluwé (ETA 013, VUB : Wpk1).

L'échantillonnage est réalisé près de l'extrémité occidentale de l'étang sur une longueur d'environ 100 m (accès par la rue du Bemel). Deux massifs d'hélophytes installés sur des gabions ont été échantillonnés. Des gabions ont en effet été installés au début des années 2000 et ont permis le développement de grands hélophytes (*Typha*, *Iris*) qui donnent une allure moins artificielle à cet étang. Les berges sont stabilisées et verticales (mais l'eau est peu profonde près des bords). Les hydrophytes sont, à cet endroit, assez peu abondants et représentés surtout par des nénuphars qui n'offrent qu'un habitat peu diversifié aux macro-invertébrés. Les résultats de 2009 et 2010 sont présentés ci-dessous et comparés aux résultats de 2004 et 2007.

Groupes fonctionnels : le groupe fonctionnel α est tout à fait absent et le groupe β est limité à quelques individus répartis en 1 à 3 taxons, ce qui est normal pour un étang. Le groupe γ est dominant et les groupes γ , δ et ζ sont bien représentés ; le groupe ε , qui était absent en 2004 est, depuis, régulièrement représentée par 2 à 4 taxons mais avec peu d'individus (la végétation aquatique n'est pas assez développée pour les accueillir en plus grands nombres). *Crangonyx pseudogracilis*, espèce de gammare d'origine nord américaine, a été collectée depuis 2004 et se maintient.

Évaluations de l'étang long de Woluwe (ETA 013, VUB : Wpk1).

Date	17/09/2004	2/10/2007	24/06/2009	26/10/2009	2/06/2010
Nombre de taxons MMIF	20	32	32	25	28
Nombre de taxons EPT	3	4	6	4	4
Nbre taxons exigeants non EPT	4	4	8	3	4
Shannon Wiener	2.52	1.21	2.50	1.96	2.39
Tolérance moyenne	4.75	4.66	5.06	4.84	4.75
Scores ('alkalisch meer')					
nombre de taxons	3	4	4	3	4
nombre de taxons EPT	2	3	4	3	3
nbre taxons exigeants non EPT	2	2	4	2	2
Shannon Wiener	3	2	3	3	3
tolérance moyenne	3	3	3	3	3
Cote MMIF/20	13	14	18	14	15
EQR MMIF	0.65	0.70	0.90	0.70	0.75

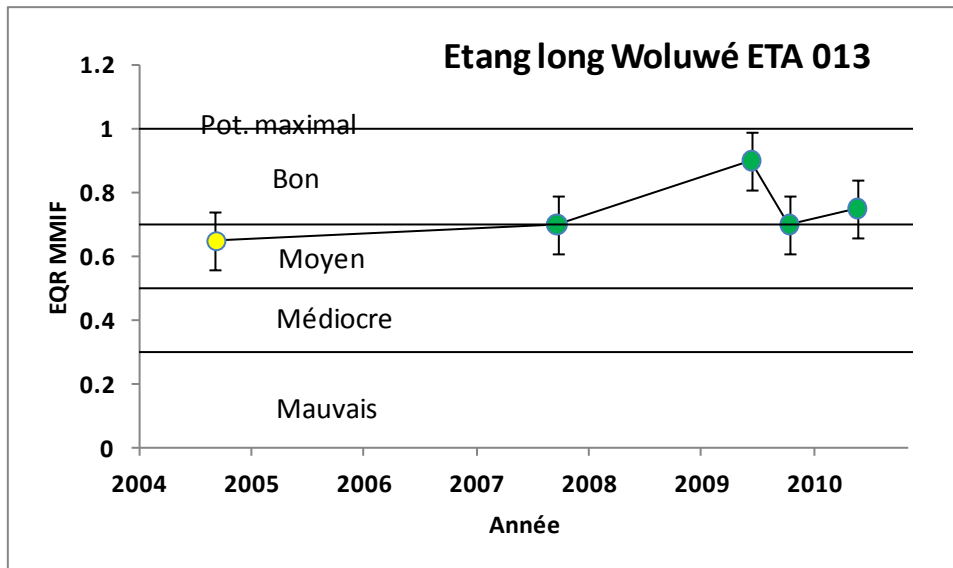


Figure 12: évolution de la qualité écologique de l'étang long de Woluwé, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après le MMIF et le potentiel écologique défini pour les étangs alcalins de Flandre. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

Evolution temporelle : l'étang long de Woluwé qui avait été déclaré en bon état écologique en 2004 doit être rétrogradé en état moyen pour cette même année 2004, suite à la redéfinition des limites de classes du MMIF (voir annexe 4). Il a été biomanipulé en 2007 et à partir de cette année il atteint le bon état et reste en bon état en 2009 et 2010. Il n'atteint cependant pas la même qualité que le grand étang de Boitsfort (avec un nombre plus bas de taxons exigeants non EPT).

2.3.8.5 L'étang du parc des sources (ETA 223, VUB : TrBr).

L'échantillonnage est réalisé au nord de l'étang, 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). Les berges ne sont pas stabilisées mais occupées par de nombreux arbres limitant l'ensoleillement et apportant beaucoup de matière organique (feuilles et branches 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 n'offrent que des substrats peu diversifiés aux macro-invertébrés. 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. Les résultats de 2009 et 2010 sont présentés ci-dessous et comparés aux résultats de 2004 et 2007.

Groupes fonctionnels : Les groupes α et β sont absents, ce qui est normal pour un étang. Le groupe γ est dominant par le nombre de taxons et le groupe ζ par le nombre d'individus ; le groupe ϵ est sous-représenté (1 à 3 taxons et très peu d'individus) du fait de l'absence d'hélrophytes qui fournissent l'habitat préféré à ce groupe. Le troglobionte *Niphargus*, qui

était relativement abondant en 2004, n'a plus été retrouvé en 2007 ni en 2009 – 2010, ce qui est assez surprenant vu la présence de sources.

Évaluations de l'étang du parc des Sources (ETA 223, VUB : TrBr).

Date	17/09/2004	9/10/2007	21/06/2009	25/10/2009	2/06/2010
Nombre de taxons MMIF	19	26	20	23	18
Nombre de taxons EPT	2	3	2	3	2
Nbre taxons exigeants non EPT	2	3	3	5	3
Shannon Wiener	1.86	1.88	1.99	1.96	2.08
Tolérance moyenne	4.42	4.62	4.40	4.91	4.33
Scores ('alkalisch meer')					
nombre de taxons	2	3	3	3	2
nombre de taxons EPT	2	2	2	2	2
nbre taxons exigeants non EPT	1	2	2	2	2
Shannon Wiener	3	3	3	3	3
tolérance moyenne	3	3	3	3	3
Cote MMIF/20	11	13	13	13	12
EQR MMIF	0.55	0.65	0.65	0.65	0.60

Evolution temporelle : l'étang du parc des sources, qui avait été déclaré en bon état écologique en 2007, doit être rétrogradé en état moyen pour cette même année 2007, suite à la redéfinition des limites de classes du MMIF (voir annexe 4). L'étang du parc des sources, qui n'a pas été soumis à biomanipulation, est donc en état moyen depuis 2004 et reste en état moyen jusqu'en 2010.

Cet étang, alimenté par des sources, surprend par ses eaux turbides gris verdâtre, caractéristiques d'un milieu eutrophisé. En fait, comme on l'a signalé dans les rapports précédents, c'est un étang soumis au débordement de l'égout (qui coule sous la Woluwe), à l'occasion de violents orages, apportant de la matière organique à l'origine d'une eutrophisation secondaire.

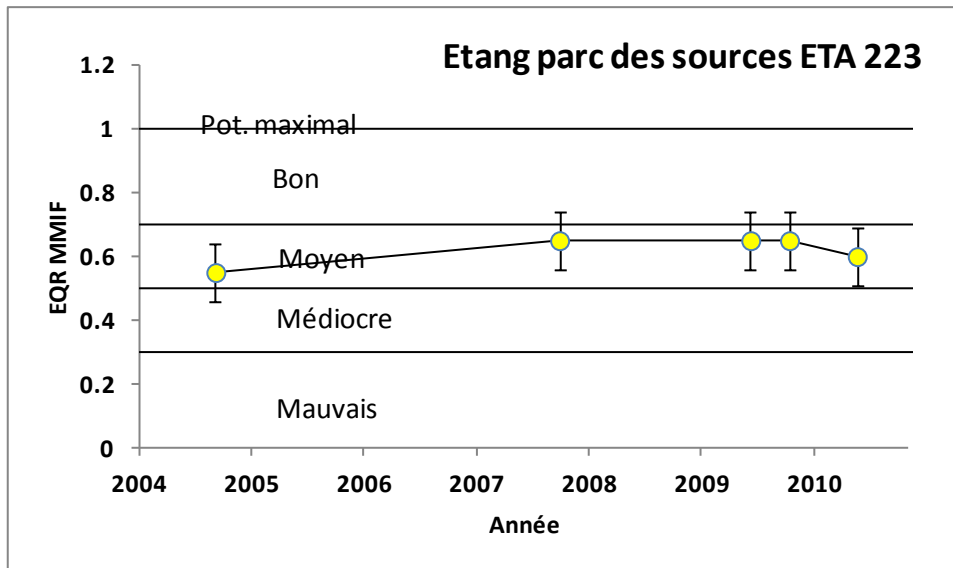


Figure 13: évolution de la qualité écologique de l'étang du parc des Sources, de 2004 à 2010. Elle est exprimée par l'EQR calculé d'après le MMIF et le potentiel écologique défini pour les étangs alcalins de Flandre. Les barres d'erreur indiquent l'intervalle de fiabilité.

2.4 Conclusions

L'ensemble des résultats est résumé dans le Tableau 6 et dans Figure 14 et Figure 15 ci-dessous.

Du point de vue des macro-invertébrés, plusieurs petits ruisseaux – l'Elegembeek, le Neerpedebeek et le Vogelzangbeek – sont en mauvais état, d'autres – le Molenbeek et le Linkebeek – sont en état moyen.

En revanche, la Woluwe s'est améliorée depuis 2004 et est en bon état en 2009 – 2010 et son affluent, le Roodkloosterbeek fluctue entre les états bon et moyen.

La Senne, que ce soit à l'entrée ou à la sortie de la RBC, oscille entre les états médiocre et mauvais. Après une amélioration sensible en 2007, suite à la mise en service de la station d'épuration nord, on espérait que la Senne allait continuer à s'améliorer mais ce n'est pas le cas : elle continue à entrer dans la région bruxelloise en état médiocre à mauvais et continue à quitter la région bruxelloise en état médiocre à mauvais.

Le canal que ce soit à l'entrée ou à la sortie de la RBC, est et reste en état moyen, malgré une brève incursion dans le bon état en été 2009.

Parmi les étangs étudiés, il y en a un, l'étang du parc des sources, qui est régulièrement, depuis 2004, en état moyen et il y en a un, l'étang des Enfants noyés, qui a perdu des points sans doute à la suite de l'invasion par une algue. Les trois autres sont en bon état en 2009 et 2010 et deux d'entre eux, le grand étang de Boitsfort et l'étang long de Woluwé, se sont améliorés depuis 2004.











Les résultats de 2004 à 2010 sont résumés dans le Tableau 6 en utilisant les couleurs conventionnelles.

Tableau 6: Résumé des résultats basés sur les macro-invertébrés de 2004 à 2010. Légende des couleurs : voir page suivante.

Masse d'eau	Code IBGE	Code VUB	Indice	Système de référence	oct 2004	oct 2007	juin 2009	oct 2009	oct 2010
Elegembeek (Kattebroek)		EB	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.18	0.09	0.18
Naamlose beek (Kattebroek)			EQR IBGN	MEP Woluwe*				0.36	
Molenbeek (Kattebroek)		M1	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.72		
Molenbeek (Bois du Laerbeek)		M2	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.72		
Neerpedebeek (Rue Koevijver)		N1	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.09	0.09	0.09
Neerpedebeek (amont étang)			EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.18	0.09	0.09
Neerpedebeek (étang)		N2	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.18	0.09	0.09
Vogelzangbeek		VZ	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.09	0.09	0.09
Linkebeek		LB	EQR IBGN	MEP Woluwe*			0.64	0.55	0.55
Roodkloosterbeek	ROO 001	RK	EQR IBGN	MEP Woluwe*	0.73	1	0.91	0.73	
Woluwe parc Seny		W1	EQR IBGN	MEP Woluwe*			1.09	1.18	
Woluwe Hof ter Musschen	WOL 025	W2	EQR IBGN	MEP Woluwe*	0.64	0.73	0.82	0.91	0.82
Senne 'in'	ZEN 025	S1	EQR IBGN	MEP Senne*	0.3	0.3	0.2	0.4	0.2
Senne rue Bollinckx		S2	EQR IBGN	MEP Senne*			0.4	0.2	0.2
Senne Ceres		S3	EQR IBGN	MEP Senne*					0.1
Senne 'out'	ZEN 070	S4	EQR IBGN	MEP Senne*	0	0.3	0.2	0.2	0.2
Canal 'in'	KAN 005	C1	EQR IBGN	MEP canal*	0.5	0.63	0.75	0.63	0.63
Canal 'out'	KAN 050	C2	EQR IBGN	MEP canal*	0.5	0.63	0.75	0.5	0.63
Etang des Enfants noyés	ETA 003	VKn1	EQR MMIF	Gabriels et al, 2010			0.8	0.6	0.65
Grand étang de Boitsfort	ETA 051	Wtml	EQR MMIF	Gabriels et al, 2010	0.55	0.9	0.9	0.9	0.8
Etang de Tenreuken	ETA 020	Tenr	EQR MMIF	Gabriels et al, 2010			0.75	0.75	0.7
Etang long de Woluwé	ETA 013	Wpk1	EQR MMIF	Gabriels et al, 2010	0.65	0.7	0.9	0.7	0.75
Etang du parc des Sources	ETA 223	TrBr	EQR MMIF	Gabriels et al, 2010	0.55	0.65	0.65	0.65	0.6

* Josens & Gosset, 2004 in : Triest et al, 2004.

Légende du tableau 6

Etat	Masse d'eau fortement modifiée	Masse d'eau artificielle
bon à très bon		
moyen		
médiocre		
mauvais		
Données non communiquées		
Données inexistantes		

Les 'Données non communiquées' correspondent à des points qui ont été échantillonnés mais dont les résultats n'ont pas été transmis.

Nicolas Crohain a prélevé les échantillons, les a triés et identifiés. Toutefois les résultats de 7 échantillons n'ont pas été transmis.

Guy Josens a rédigé ce rapport.

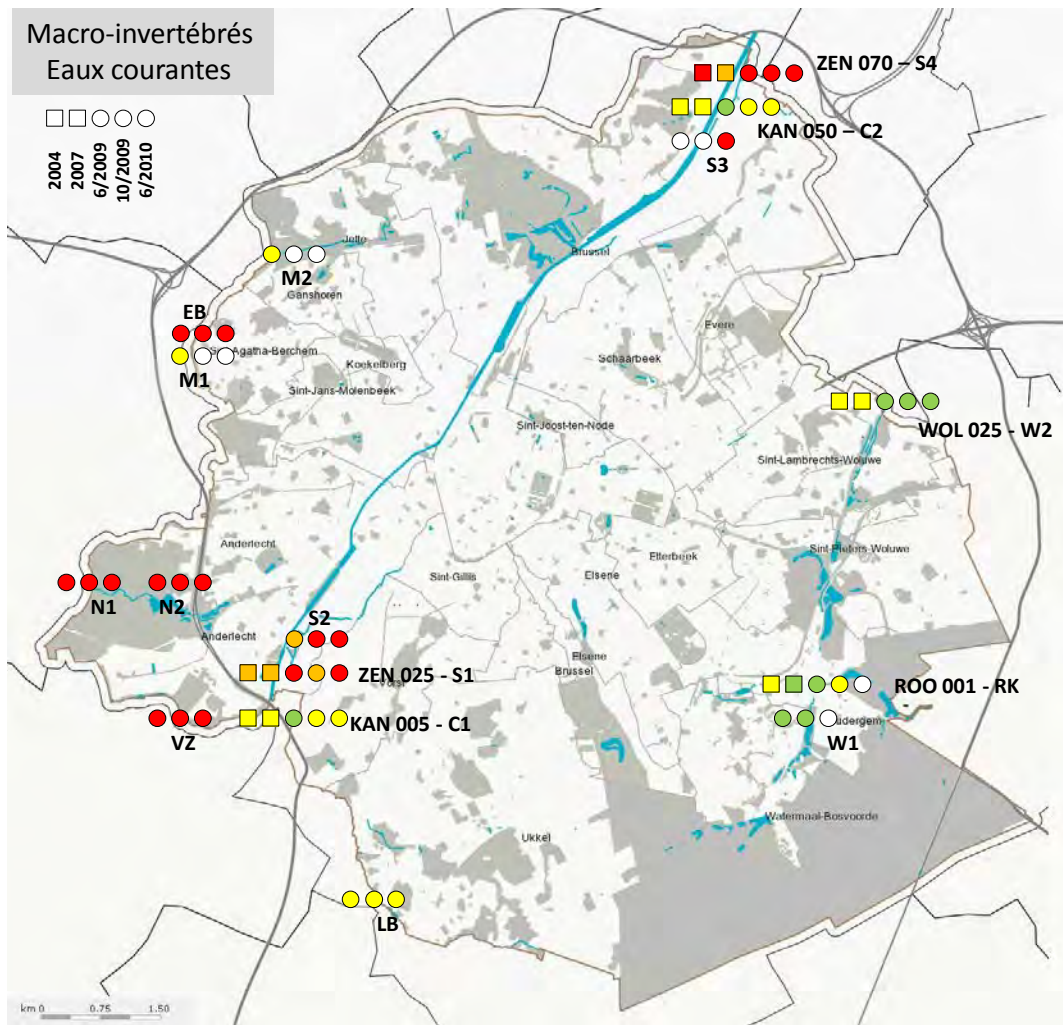


Figure 14: carte des classes de qualité (EQR basés sur les IBGN et potentiels écologiques définis pour la RBC) des cours d'eau et du canal avec leur évolution de 2004 à 2010. Les points blancs correspondent soit à des points qui ont été échantillonnés mais dont les résultats n'ont pas été transmis soit à un point (S3) qui n'a pas été échantillonné.



Figure 15: carte des classes de qualité (EQR basés sur les MMIF et potentiels écologiques définis pour la Flandre) des étangs avec leur évolution de 2004 à 2010.

2.5 Remerciements

Je suis particulièrement reconnaissant à mes collègues de la VUB, et en particulier Stijn Van Onsem pour toutes les informations qu'il m'a communiquées et qui m'ont grandement aidé dans la rédaction de ce rapport. Un grand merci aussi aux responsables et gestionnaires de l'IBGE pour la bonne entente et les discussions stimulantes de nos réunions.

Je tiens à remercier M. Wim Gabriels et les collègues du VMM pour la bonne collaboration dans l'exercice d'intercalibration.

2.6 Références bibliographiques

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N. & Goethals, P.L.M. (2010) Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologia*, 40: 199-207.
- 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.
- IBN/BIN (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.
- Josens, G. & Gosset, G. 2004. Macro-invertebraten – les macroinvertébrés *in*: Triest et al, 2004
- Sladeczek, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie*. 7: 1-218.
- 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.
- 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.
- Van Tendeloo, A., Breine, J., Belpaire, C., Gosset, G., Josens, G. & Triest, L. (2004). Uitwerking van een ecologische-analysemethodologie voor sterk veranderde en

- kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijke Gewest in toepassing van de kaderrichtlijn water 2000/60/EG. Eindverslag 180 pp.
- 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.
- Tuffery, 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.
- Usseglio-Polatera, Ph., Bournaud, M., Richoux, Ph. & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species traits databases? *Hydrobiologia*, 422/423: 153-162.
- Usseglio-Polatera, Ph., Richoux, Ph., Bournaud, M. & Tachet, H. (2001). A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits : application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl.* 139: 53-83.
- Vanden Bossche, J.-P. (2004). Cahier spécial des charges CRNFB/450/2004, 35 pp.
- 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.
- Woodiwiss, L. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.* 14: 443-447.

2.7 Annexes

2.7.1 Annexe 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 annexe 1).

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 annexe 1: 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, transparente	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-mésosaprobe	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-mésosaprobe	α	jaunâtre	250.000	2	9	<i>Erpobdella atomaria</i> <i>Sphaerium corneum</i> <i>Asellus aquaticus</i> <i>Stratiomys chamoeleon</i>
Poly-saprobe	P	brun rougeâtre	2·10 ⁶	0,5	80	<i>Tubifex</i> spp <i>Chironomus thummi</i> <i>Eristalis</i> spp.

*1 : Nombre maximal de bactéries par ml

*2 : teneur minimale en mg O₂ l⁻¹

*3 : valeur maximale en mg O₂ l⁻¹

Des solutions à cet inconvénient ont été fournies par la mise au point des indices biotiques basés sur les 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 les années 1990, l'IBB est utilisé en Flandre et en Wallonie, mais il est maintenant abandonné au profit de l'IBGN en Wallonie et du MMIF en Flandre.

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'IBGN et la MMIF) et le système des états de référence permet de les utiliser dans presque 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 cours d'eau intermittents ; l'IBGN n'a pas été calibré 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.

2.7.2 Annexe 2 : 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 groupes fonctionnels 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 (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).

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 annexe 2 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, certains Ephéméroptères et certains Trichoptères qui sont prédominants dans le groupe α cèdent progressivement leur place à d'autres insectes (et ensuite à des crustacés, des mollusques,...) 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 aussi dans les ruisseaux d'Ardenne) : on doit donc s'attendre à ne trouver que peu de taxons du groupe α dans le contexte de la Région bruxelloise : seule la Senne avec des courants localement rapides et des fonds pierreux pourrait les accueillir. 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 généralement 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, fixés 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 et 2007, nous avons utilisé celles qui sont utilisées en Belgique et qui ont été adaptées en Flandre et en Wallonie.

Tableau annexe 2: 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 fousissement
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 à potamon, rivières de plaine	potamon, rivières de plaine, mares, bords de lacs	lentique ou stagnant, tous types sauf le centre des rivières	Lentique

2.7.3 Annexe 3: Matériels et méthodes

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.

Des fortes pluies peuvent néanmoins aussi se produire en été et avoir une forte influence sur l'estimation des indices biocénotiques : ceci est très bien illustré par les échantillonnages effectués dans la Woluwe au cours de l'été 2010.

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 et de 2007 avaient été effectués en septembre – octobre. Les prélèvements de 2009 ont été effectués d'une part en mai – juin et en d'autre part en septembre – octobre ; les prélèvements de 2010 ont été effectués en mai – juin et des prélèvements supplémentaires ont été effectués en juillet – août dans le cadre de la comparaison avec le VMM.

Matériel d'échantillonnage.

La liste du matériel utilisé est consignée à la fin de cette annexe.

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 à la fin de cette annexe 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 des hélophytes et / ou arbres de la berge : le préleveur secoue énergiquement le substrat à l'aide du filet haveneau en remontant le courant pendant 30 secondes.

Echantillonnage des substrats en milieux lenticques.

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

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

Si la rivière est peu accessible ou peu diversifiée, l'échantillonnage peut être complété au moyen de substrats artificiels, immergés pendant trois à quatre semaines ; leur structure permet de récolter des organismes interstitiels ainsi que de la vase récente. Dans le cas de la Senne, deux substrats artificiels ont été immergés par site d'échantillonnage (voir leur traitement ci-dessous).

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 hélrophytes : 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 ; leur structure 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.

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 mis 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 fixés à l'alcool à 75 % 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 annexe 3) ; ce niveau étant plus exigeant que celui requis, pour l'IBGN et pour le MMIF, les deux 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,...

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 annexe 7
- y inclure le système flamand (MMIF) ;
- 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.

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

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 μ m était longue de 55 cm

Substrats artificiels

Les substrats artificiels utilisés dans cette étude comportent trois parties :

- 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 éventuels 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 μ m

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%

Verre à pied 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

Fiche de terrain - recto

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

<u>STATION N°</u>	
Nom pièce / cours d'eau	
Coordonnées GPS	
Date et heure	
Conditions météo	
Octa /8	
Préleveur(s)	
<u>HABITAT</u>	
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)	
<u>PHYSICO-CHIMIE</u>	
Température °C	
Oxygène saturation %	
Oxygène dissous mg/l	
<u>PRELEVEMENT</u>	
Méthode	
Longueur échantillonnée	
<u>COUPLES S/V</u>	
<u>échantillonnés</u>	
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	
<u>Poissons</u>	
<u>Remarques</u>	

Fiche de terrain - 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
	Etang

Courant dominant	courant moyen 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
	Epinuche
	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

2.7.6 Annexe 4 : Etats de référence et limites de classes de qualité écologique des masses d'eau naturelles par l'IBGN et le MMIF.

Tout en pratiquant des échantillonnages relativement 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. L'un ou l'autre système est appliqué dans cette étude selon le type de masse d'eau. Le Tableau annexe 3 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 annexe 3: 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 annexe 3).

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 (CD, comprise entre 1 et 14), considérée comme indicateur de niveau de diversité taxonomique, (b) un numéro de groupe indicateur (GI, compris entre 1 et 9), considéré comme indicateur du rapport entre taxons sensibles et tolérants et (c) une valeur d'IBGN ($IBGN = CD + GI - 1$, compris entre 0 et 20), considérée comme indicateur de composition taxonomique et d'abondance : voir le Tableau annexe 4.

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

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

- les limites inférieures du 'très bon état' 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 annexe 4: Classes de diversité (CD), groupes de taxons indicateurs et numéro de groupe indicateur (GI), et calcul de l'IBGN NFT 90-350 (AFNOR, 2004).

	Classe de diversité (CD)	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
		Nombre de taxons dans l'inventaire ^c													
GI	<i>Taxon indicateur</i> ^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
9	<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
8	<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
7	<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
6	<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
5	<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
4	<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
3	<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
2	<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
1	<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 son IBGN au-dessus de la limite inférieure du 'très bon état'.

Les limites de classes pour les types de masses d'eau rencontrées en Région bruxelloise figurent dans le Tableau annexe 5. **Ces limites concernent des masses d'eau naturelles, des canaux et des rivières canalisées ; elles ne sont pas applicables en RBC. Voir « Notion de potentiel écologique maximal (MEP) » dans le rapport.**

Tableau annexe 5: Etats des masses d'eau en fonction de l'IBGN 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 potentiel maximal (MEP)
	≥ 10	≥ 10	Bon état

* Etat pour les cours d'eau naturels, potentiel écologique 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 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 annexe 3) 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 annexe 7.

Calcul d'indices : bien que la Région flamande dispose de plus de 10 ans d'évaluation par l'IBB et qu'une norme VLAREM propose que la valeur 7 représente la borne inférieure de l'IBB pour le bon état écologique, un indice multimétrique (le MMIF) 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 annexe 7) ;
- 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 annexe 6. Remarque : dans la publication de Gabriels et al. (2010), 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 0.9 et 1 ;
- le 'bon état' correspond aux valeurs de l'indice multimétrique comprises entre 0.7 et 0.89 ;
- les valeurs 0,5 et 0,3 fournissent les autres limites de classes.

Ces limites concernent des masses d'eau naturelles, qui ne sont donc pas applicables en RBC. Toutefois, les étangs (de Flandre comme de la RBC) sont pour la plupart des masses d'eau artificielles. Ce sont donc quand même ces limites (du tableau 4-4) qui ont été appliquées aux étangs bruxellois.

Dans une version initiale du MMIF (Gabriels et al, 2004), la limite entre le bon état et l'état moyen se situait à $MMIF = 0.60$ mais dans la publication de Gabriels et al, 2010, cette limite est maintenant à $MMIF = 0.70$. Ceci explique que certains étangs qui avaient été évalués en bon état en 2004 ou 2007 ont été rétrogradés, dans ce rapport, en état moyen.

Tableau annexe 6: Etats de référence et limites inférieures des classes pour la conversion des indices en scores dans le 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	34	42	33	
Très bon état	>26.75	>32.75	>26	4
Bon état	>19.5	>23.5	>19	3
Etat moyen	>12.25	>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

Le Tableau annexe 7 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 annexe 7: Comparaison des listes de taxons utilisés dans les systèmes flamand (MMIF) et wallon (IBGN).

	Liste IBGN	GI	Liste MMIF	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								
	NÉMATHELMINTHES							
POLYCHAETA			Ampharetidae	3				
OLIGOCHAETA	OLIGOCHÈTES	1	Aelosomatidae	2				
			Enchytraeidae	2				
			Haplotaxidae	4				
			Lumbricidae	2				
			Lumbriculidae	2				
			Naididae	5				
			Tubificidae	1				
			ACHÈTES	1	Branchiobdellidae	Branchiobdellidae	2	
			HIRUDINEA			Erpobdellidae	<i>Dina</i>	4
						<i>Erpobdella</i>	3	
<i>Trocheta</i>	4							
Hirudidae	<i>Haemopsis</i>	4						
	<i>Hirudo</i>	4						
Glossiphoniidae	<i>Glossiphonia</i>	4						
	<i>Haementeria</i>	4						
	<i>Hemiclepsis</i>	4						
	<i>Helobdella</i>	4						
	<i>Theromyzon</i>	4						
Piscicolidae	<i>Cystobranchus</i>	4						
	<i>Piscicola</i>	5						
MOLLUSCA	2	Ancylidae	<i>Ancylus</i>	7				
		GASTROPODA	Acroloxidae	<i>Acroloxus</i>	6			
		Bithyniidae	<i>Bithynia</i>	5				
		Ferrissiidae	<i>Ferrissia</i>	7				
		Hydrobiidae	<i>Bythinella</i>	8				

		<i>Marstoniopsis</i>	5
		<i>Lithoglyphus</i>	6
		<i>Potamopyrgus</i>	6
		<i>Pseudamnicola</i>	5
	Lymnaeidae	<i>Lymnaea</i>	5
		<i>Myxas</i>	7
	Neritidae	<i>Theodoxus</i>	7
	Physidae	<i>Aplexa</i>	6
		<i>Physa</i>	5
		<i>Physella</i>	3
	Planorbidae	<i>Anisus</i>	5
		<i>Armiger</i>	6
		<i>Bathyomphalus</i>	5
		<i>Gyraulus</i>	6
		<i>Hippeutis</i>	6
		<i>Planorbarius</i>	5
		<i>Planorbis</i>	6
		<i>Segmentina</i>	6
	Valvatidae	<i>Valvata</i>	6
	Viviparidae	<i>Viviparus</i>	6
BIVALVIA	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	5
	Dreissenidae	<i>Dreissena</i>	5
	Margaritiferidae	<i>Margaritifera</i>	10
	Sphaeriidae	<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
MYSIDACEA		Argulidae	5
		Mysidae	5
AMPHIPODA	Corophiidae	Corophiidae	5
	Crangonyctidae	Crangonyctidae	4
	Gammaridae	2 Gammaridae	5
		Janiridae	5
		Niphargidae	
ISOPODA DECAPODA		Sphaeromatidae	4
	Talitridae	Talitridae	5
	Asellidae	1 Asellidae	4
	Astacidae	Astacidae	8
	Atyidae	Atyidae	7
	Cambaridae	Cambaridae	6
	Grapsidae	Grapsidae	4

		Palaemonidae	5	
EPHEMEROPTERA	Potamonidae			
	Ameletidae			
	Baetidae	2	<i>Baetis</i>	6
			<i>Centroptilum</i>	7
			<i>Cloeon</i>	6
			<i>Procloeon</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	
Prosopistomatidae				
ODONATA	Siphonuridae	<i>Isonychia</i>	7	
		<i>Metreletus</i>	7	
		<i>Siphonurus</i>	7	
	Aeshnidae	<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	
PLECOPTERA	Libellulidae	<i>Crocothemis</i>	7	
		<i>Leucorrhinia</i>	7	
		<i>Libellula</i>	7	
		<i>Orthetrum</i>	7	
		<i>Sympetrum</i>	7	
	Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	7	
	Capniidae	8	<i>Capnia</i>	10
	Chloroperlidae	9	<i>Chloroperla</i>	10
	Leuctridae	7	<i>Leuctra</i>	9
	Nemouridae	6	<i>Amphinemura</i>	9
			<i>Nemoura</i>	8
			<i>Nemurella</i>	8
			<i>Protonemura</i>	9
	Perlidae	9	<i>Dinocras</i>	10
<i>Marthamea</i>			10	
<i>Perla</i>			10	
Perlodidae	9	<i>Isogenus</i>	10	
		<i>Isoperla</i>	10	
		<i>Perlodes</i>	10	
Taeniopterygidae	9	<i>Brachyptera</i>	10	
		<i>Rhabdiopteryx</i>	10	
		<i>Taeniopteryx</i>	10	
HEMIPTERA	Aphelocheiridae	3	<i>Aphelocheirus</i>	8
	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>llyocoris</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	
	NEUROPTERA	Neurorthidae		
Osmylidae				
Sisyridae				
MEGALOPTERA	Sialidae	<i>Sialis</i>	5	

COLEOPTERA

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		
Hygrobiiidae	Hygrobiiidae	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
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

LEPIDOPTERA
DIPTERA

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-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		
BRYOZOAIRES		

HYMENOPTERA
BRYOZOA

2.7.7 Annexe 5 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des masses d'eau des vallées du Molenbeek, du Neerpedebeek et du Vogelzangbeek.

		STATION N°	Elegembeek (Kattebroek)	Elegembeek (Kattebroek)	Elegembeek (Kattebroek)	Beek (Kattebroek)	Molenbeek (kattebroek)	Molenbeek (Larbeekbos)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (étang)	Neerpedebeek (étang)	Neerpedebeek (étang)	Vogelzangbeek	Vogelzangbeek	Vogelzangbeek
		DATE prélèvement	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010	28/10/2009	28/06/2009	28/06/2009	30/10/2009	1/07/2009	1/06/2010	1/07/2009	30/10/2009	1/06/2010	1/07/2009	30/10/2009	4/06/2010
ANNELIDES																	
OLIGOCHETES	LUMBRICIDAE	<i>Eisenella</i>						1									
	NAIDIDAE											26		15			
	TUBIFICIDAE		28	26	48	194	192	541	2800	540	1600	1215	160	1350	2100	1692	2000
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>					152	2									
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Glossiphonia</i>						3									
		<i>Helobdella</i>					106										
MOLLUSQUES																	
GASTEROPODES	LYMNAEIDAE	<i>Stagnicola</i>					4										
	PHYSIDAE	<i>Physa+ Physella</i>					114										
	PLANORBIDAE	<i>Gyraulus</i>					2	27									
	VALVATIDAE	<i>Valvata</i>					9										
BIVALVES	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>				5	25	58									
CRUSTACES																	
AMPHIPODES	GAMMARIDAE	<i>Gammarus</i>					10	145									
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>				51	68	23									
INSECTES																	
EPHEMEROPTERES	BAETIDAE	<i>Baetis</i>				10											
ODONATES	COENAGRIONIDAE					6											
HETEROPTERES	NEPIDAE	<i>Nepa</i>					4	2									
	VELIIDAE	<i>Velia</i>					20	44									
PLANIPENNES	SISYRIDAE							1									

		STATION N°	Elegembeek (Kattebroek)	Elegembeek (Kattebroek)	Elegembeek (Kattebroek)	Beek (Kattebroek)	Molenbeek (kattebroek)	Molenbeek (Larbeekbos)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (rue Koevijver)	Neerpedebeek (étang)	Neerpedebeek (étang)	Neerpedebeek (étang)	Vogelzangbeek	Vogelzangbeek	Vogelzangbeek
		DATE prélèvement	28/06/2009	28/10/2009	4/06/2010	28/10/2009	28/06/2009	28/06/2009	30/10/2009	1/07/2009	1/06/2010	1/07/2009	30/10/2009	1/06/2010	1/07/2009	30/10/2009	4/06/2010
COLEOPTERES	larve non identifiée						1										
	DYSTICIDAE	Colymbetinae				6	1	1									
		Hydroporinae						1									
		Laccophilinae				3											
	HELOPHORIDAE	<i>Helophorus</i>					21	6									
	HYDROPHILIDAE	<i>Sphaeridiinae</i>						1									
	SCIRTIDAE	<i>Scirtes</i>					6										
TRICHOPTERES	LYMNEPHILIDAE	Lymnephilinae						5									
DIPTERES	ATHERICIDAE							1									
	CERATOPOGONIDAE	Ceratopogoninae						3									
	CHIRONOMIDAE	<i>Chiron. 'autres'</i>	2				416	476		36		73	64				
		<i>Chironomus t+p</i>	2	19	34	27		15	1100	344	275	1877	1808	2000	713	816	2000
	CULICIDAE	<i>Culicinae</i>											68	7			
	CYLINDROTOMIDAE						1	4									
	EMPIDIDAE							8									
	LIMONIIDAE	tribu Eriopterini	8		12												
	PSYCHODIDAE		11				15	31				1					
	PTYCHOPTERIDAE			6								1					
	RHAGIONIDAE						1										
	SCIOMYZIDAE						1										
	SIMULIIDAE						84										
	STRATIOMYIDAE							1									
	SYRPHIDAE	<i>Eristalis</i>	8		2							1					
	TABANIDAE		1		4												
	TIPULIDAE					3		6									

2.7.8 Annexe 6 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des masses d'eau des vallées de la Woluwe et du Linkebeek.

		STATION N°	ROO 001	ROO 001	WOL SEN	WOL SEN	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	Linke- beek	Linke- beek	Linke- beek
		DATE prélèvement	24/06/09	25/10/09	24/06/09	25/10/09	21/06/09	25/10/09	2/06/10	8/07/10	19/08/10	1/07/09	27/10/09	5/06/10
SPONGIAIRES			1	2						1				
HYDROZOAIRES	HYDRIDAE			2										
PLATHELMINTHES		genre n.i.					3							
	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>				26								
ANNELIDES														
OLIGOCHETES	LUMBRICIDAE	<i>Eiseniella</i>				4				1		7	2	3
	LUMBRICULIDAE		2	8										
	NAIDIDAE	<i>Stylaria</i>		10	1	156	3			4		4	34	16
	TUBIFICIDAE		19	34	64	18	42	35	48	5	85	161	84	78
		<i>Branchiura</i>	1											
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>	2	20	5	8	8	54	12	17	7	74	56	49
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Boreobdella</i>								2				
		<i>Glossiphonia</i>			3	4		9		1	1	3	6	7
		<i>Helobdella</i>	2		6	2		6	21	16	3		6	
		<i>Hemiclepsis</i>					1	1						
	PISCICOLIDAE	<i>Piscicola</i>									1			
MOLLUSQUES														
GASTEROPODES	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i>	1	9	75	180	16	12	82	106	21			
	HYDROBIIDAE	<i>Potamopyrpus</i>										11		
	LYMNAEIDAE	<i>Lymnae</i>								2				
		<i>Radix</i>			10	4	3	2	4	7				
	PHYSIDAE	<i>Aplexa</i>	1											
		<i>Physa + Physella</i>	23			7		7	6	2	1		2	2
	PLANORBIDAE	<i>Anisus</i>								4	2			
		<i>Gyraulus</i>			6	3				3				
		<i>Planorbis</i>			6	22	5	3	3	2	2			
	VALVATIDAE	<i>Valvata</i>			8	4	6	4	23	16	33			

		STATION N°	ROO 001	ROO 001	WOL SEN	WOL SEN	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	Linke- beek	Linke- beek	Linke- beek
		DATE prélèvement	24/06/09	25/10/09	24/06/09	25/10/09	21/06/09	25/10/09	2/06/10	8/07/10	19/08/10	1/07/09	27/10/09	5/06/10
	VIVIPARIDAE	<i>Viviparus</i>				2								
BIVALVES	DREISSENIDAE	<i>Dreissena</i>				1								
	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>	22	19	55	148	30	12	36	21	10	42	4	30
	UNIONIDAE	<i>Anodonta</i>	2				1							
		<i>Pseudanodonta</i>								1				
CRUSTACES														
AMPHIPODES	CRANGONYCTIDAE	<i>Crangonyx</i>	72	44										
	GAMMARIDAE	<i>Gammarus</i>			39	16	65	43	85	136	59	88	36	25
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	84	16	315	1080	60	46	238	698	138	77	36	93
DECAPODES	CAMBARIDAE	<i>Oronectes</i>	30											
EPHEMEROPTERES	BAETIDAE	Genre n.i.				5								
		<i>Baetis</i>	120	17			61	12	74	132	44	175	133	114
		<i>Cloeon</i>			27									
	CAENIDAE	<i>Caenis</i>			50									
ODONATES	CALOPTERYGIDAE	<i>Calopteryx</i>					13	44	14	4	52			
	COENAGRIONIDAE	Genre n.i.	1		6	12	1	6	4					
		<i>Ischnura</i>				4						1		
HETEROPTERES	CORIXIDAE	<i>Corixa</i>			2	1								
	GERRIDAE	<i>Gerris</i>	1		10					3	1			
	HYDROMETRIDAE	<i>Hydrometra</i>								1				
	NEPIDAE	<i>Nepa</i>			3	1	5		2	1				
	NAUCORIDAE	<i>Naucoris</i>	3		1		1							
	NOTONECTIDAE	<i>Notonecta</i>	5		29	1			1	1				
	VELIIDAE	Genre n.i.										3		
MEGALOPTERES	SIALIDAE	<i>Sialis</i>			13	2		7		10	1			
COLEOPTERES	DYSTICIDAE		5							20		1		
	ELMIDAE	Genre n.i.	1							1				
	HALIPLIDAE	<i>Haliplus</i>			5	2								

		STATION N°	ROO 001	ROO 001	WOL SEN	WOL SEN	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	WOL 025	Linke- beek	Linke- beek	Linke- beek
		DATE prélèvement	24/06/09	25/10/09	24/06/09	25/10/09	21/06/09	25/10/09	2/06/10	8/07/10	19/08/10	1/07/09	27/10/09	5/06/10
	NOTERIDAE	<i>Noterus</i>			1									
	SCIRTIDAE	<i>Scirtes</i>			6	2							2	
TRICHOPTERES	HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i>	35	51	16	4	9	49	46	43	15			
	HYDROPTILIDAE	<i>Hydroptila</i>			10	3				2				
	LEPTOCERIDAE	Genre n.i.			1	14	1	17	15	16	9			
		<i>Mystacides</i>	17	4	7	31								
	LYMNEPHILIDAE	Lymnephilinae	7		6	5				1				
	MOLANIDAE									3	1			
LEPIDOPTERES	PYRALIDAE					8				1				
DIPTERES	ANTHOMYIDAE			8									1	
	CERATOPOGONIDAE	Ceratopogoninae		9									2	
	CHIRONOMIDAE	<i>Chiron. 'autres'</i>	150	371	35	98	205	220	93	115	123	297	95	356
		<i>Chironomus t+p</i>					3	8						
	CYLINDROTOMIDAE	<i>Phalacrocera</i>										3		
	LIMONIIDAE						2	4						
	PSYCHODIDAE											24	8	14
	PTYCHOPTERIDAE											3	2	5
	RHAGIONIDAE											1		
	SCATOPHAGIDAE											1		
	SIMULIIDAE		15	105	20	8	65	12	192	290	204	143	52	88
	STRATIOMYIDAE		3									1		2
	SYRPHIDAE											3		1
	TIPULIDAE									1				

2.7.9 Annexe 7 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés de la Senne.

		STATION N°	ZEN 025	ZEN 025	ZEN 025	ZEN 025	ZEN BOL	ZEN BOL	ZEN BOL	ZEN CER	ZEN 070	ZEN 070	ZEN 070	ZEN 070
		DATE prélèvement	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010	8/07/2010	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010	1/06/2010	25/06/2009	26/10/2009	1/06/2010	8/07/2010
PLATHELMINTHE S	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>									1			
ANNELIDES														
OLIGOCHETES	ENCHYTRAEIDAE										1			
	LUMBRICIDAE		1								1	1		
	LUMBRICULIDAE										20	6	2	
	NAIDIDAE			100	10	80	33	108	280	222	28	34	72	
	TUBIFICIDAE		352	210	168	604	83	27	200	444	267	248	592	254
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>	71	9	124	19	17	2	34					8
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>genre n.i.</i>				24								3
		<i>Batracobdella</i>				5					2			
							1							
		<i>Glossiphonia</i>	64	4	30	33	11	7	3					
		<i>Helobdella</i>	132		445	273	48	16	12		66	45	96	186
MOLLUSQUES														
GASTEROPODES	ACROLOXYDAE	<i>Acroloxus</i>		1			2							
	PHYSIDAE	<i>Physa + Physella</i>		2			1							59
CRUSTACES														
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	4000	1073	3456	151	467	36	3005	70	459	504	564	1600
DIPTERES	CHIRONOMIDAE	<i>Chiron. 'autres'</i>	167	33	296	100	269	22	1288	270	22	30	149	96
		<i>Chironomus t+p</i>	58	75	1314	2707	631	35	510	1100	943	820	3236	7764
	PSYCHODIDAE										2	7		

2.7.10 Annexe 8 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés du canal.

		STATION N°	KAN 005	KAN 005	KAN 005	KAN 005	KAN- 050	KAN- 050	KAN- 050	KAN- 050
		DATE prélèvement	25/06/09	18/10/09	1/06/10	8/07/10	25/06/09	18/10/09	1/06/10	8/07/10
SPONGIAIRES								1		
HYDROZOAIRES	HYDRIDAE		2000	15	2000		2000	15		2500
PLATHELMINTHES	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>	2	23	2	3	61	65	8	27
	PLANARIIDAE	<i>Planaria</i>					9			3
ANNELIDES										
OLIGOCHETES	NAIDIDAE		42	5	240	26	55	2	35	10
	TUBIFICIDAE						2			
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>	2		1					1
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Glossiphonia</i>	1				47			
		<i>Helobdella</i>	3				8	4		1
		<i>Hemiclepsis</i>					4	1	1	
	PISCICOLIDAE	<i>Piscicola</i>							2	
MOLLUSQUES										
GASTEROPODES	ACROLOXYDAE	<i>Acroloxus</i>	5							
	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i>	1	1	3	22	55	1		26
	PHYSIDAE	<i>Physa+ Pysella</i>	1			1	1			
	PLANORBIDAE	<i>Gyraulus</i>			1		2			2
	VALVATIDAE	<i>Valvata</i>								
BIVALVES	DREISSENIDAE	<i>Dreissena</i>	3	3	2	4	13	3	5	3
	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>					4		2	
CRUSTACES										
AMPHIPODES	COROPHIIDAE	<i>Corophium</i>	21	329	1054	555			64	16
	GAMMARIDAE		1000	811	494	952	757	773	1226	3312
ISOPODES	ASELLIDAE		70	5	20	8	55		20	5
DECAPODES	CAMBARIDAE		1			1				
INSECTES										
TRICHOPTERES	ECNOMIDAE			1						
DIPTERES	CHIRONOMIDAE	<i>Chiron. 'autres'</i>	147	28	433	67	750	37	164	266
		<i>Chironomus t+p</i>	4							

2.7.11 Annexe 9 : Fiches d'inventaire 2009-2010 des macro-invertébrés des étangs de la vallée de la Woluwe.

		STATION N°	ETA 003	ETA 003	ETA 003	ETA 051	ETA 051	ETA 051	ETA 020	ETA 020	ETA 020	ETA 013	ETA 013	ETA 013	ETA 223	ETA 223	ETA 223
		DATE prélèvement	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	24/06/09	26/10/09	2/06/10	21/06/09	25/10/09	2/06/10
HYDROZOAIRE	PETASIDAE	<i>Craspedacusta</i>							2								
PLATHELMINTHES	DUGESIIDAE	<i>Dugesia</i>				2				3			8	15	3		
ANNELIDES																	
OLIGOCHETES	NAIDIDAE	<i>Stylaria</i>					3	6	12	272	125		24	31	9	16	
	TUBIFICIDAE		9	9	13	5	22	38	8	50	63	6	66	44	34	42	56
ACHETES	ERPOBDELLIDAE	<i>Erpobdella</i>	9	18	16	20	3	11		25	12	22	4	14	12		9
	GLOSSIPHONIIDAE	<i>Batracobdella</i>														4	
		<i>Glossiphonia</i>	8	23	13		1					1			2	2	6
		<i>Helobdella</i>	25	66	35	23	16	5	87	33	56	105	86	115	46	14	53
	PISCICOLIDAE	<i>Piscicola</i>				4	2	3	1	3	4	9		3	3	2	5
MOLLUSQUES																	
GASTEROPODES	ACROLOXYDAE	<i>Acroloxus</i>				2		10				1		2	7	5	2
	BITHYNIIDAE	<i>Bithynia</i>	150	43	72	13	5	27	20	15	16	9	77	18			
	HYDROBIIDAE	<i>Potamogyrpus</i>							1								
	LYMNAEIDAE	<i>Lymnaea</i>					3	17									
		<i>Radix</i>				4	8	29	24	6	11	13		9			
		<i>Stagnicola</i>	1			2	10	25	5	60	3		5				
	PHYSIDAE	<i>Physa</i>	52		33				40	17	21	3	9	13	10	2	8
	PLANORBIDAE	<i>Anisus</i>	240	30	43		4		3								
		<i>Gyraulus</i>				2	3		14	22	2	4			8	9	
		<i>Planorbarius</i>	10	10	7	1	2	3					1				
		<i>Planorbis</i>				28		17	29	18	12	19	20		16		14
	VALVATIDAE	<i>Valvata</i>	8			28	8	264	39	21	18	7	4	3		4	
	VIVIPARIDAE	<i>Viviparus</i>					1	1									
BIVALVES	SPHAERIIDAE	<i>Sphaerium</i>	37	59	42	12	9	112	4	27	38	1					
CRUSTACES																	
AMPHIPODES	CRANGONYCTIDAE	<i>Crangonyx</i>				29	3			2		13	100	6			
	GAMMARIDAE	<i>Gammarus</i>	138	6	87							7					
ISOPODES	ASELLIDAE	<i>Asellus</i>	70	46	96	113	4	16	34	168	85	104	1000	82	63	17	74
		<i>Proasellus</i>										65					

		STATION N°	ETA 003	ETA 003	ETA 003	ETA 051	ETA 051	ETA 051	ETA 020	ETA 020	ETA 020	ETA 013	ETA 013	ETA 013	ETA 223	ETA 223	ETA 223
		DATE prélèvement	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	24/06/09	26/10/09	2/06/10	21/06/09	25/10/09	2/06/10
INSECTES																	
EPHEMEROPTERES	BAETIDAE	<i>Baetis</i>															
		<i>Cloeon</i>	2	132	45	129	166	63	3	61	36	153	377	125	146	221	111
	CAENIDAE	<i>Caenis</i>	9			50	38	128	31	7	15	59		23			
ODONATES	AESHNIDAE	Genre n.i.						2									
		<i>Boyeria</i>	5														
		<i>Anax</i>					1										
	COENAGRIONIDAE	Genre n.i.	20	6	16	26	15	36		2	3	14	18	8	13	17	4
		<i>Ichnura</i>		4			3	2				8	12	2		13	7
		<i>Erythromma</i>	2				5		5	4	3						
		<i>Pyrrhosoma</i>				17											
	LESTIDAE	<i>Lestes</i>	4														
HETEROPTERES	CYMATIINAE	<i>Cymatia</i>					2										
	CORIXIDAE	<i>Callicorixa</i>														1	
		<i>Corixa</i>							23		8						
		<i>Sigara</i>								3		5	266	24	25	8	17
	GERRIDAE	<i>Gerris</i>	2		6												
	HYDROMETRIDAE	<i>Hydrometra</i>	2		4												
	NAUCORIDAE	<i>Naucoris</i>	1			11		1				24		14			
	NEPIDAE	<i>Nepa</i>	1		1												
	NOTONECTIDAE	<i>Notonecta</i>		1	2	2	1	1				3	4	2	2	2	4
	PLEIDAE	<i>Plea</i>				4											
MEGALOPTERES	SIALIDAE	<i>Sialis</i>	24		17	22	9	5	4		6	3	2	2			
COLEOPTERES	DYSTICIDAE	Hydroporynae	2									3					
		Laccophilinae				3	1										
	HALIPLIDAE	<i>Halipus</i>		1		3		1	1	1		3					
	HYGROBIIDAE	<i>Hygrobia</i>												1			
	SCIRTIDAE	<i>Scirtes</i>	3	3	1		2									1	

		STATION N°	ETA 003	ETA 003	ETA 003	ETA 051	ETA 051	ETA 051	ETA 020	ETA 020	ETA 020	ETA 013	ETA 013	ETA 013	ETA 223	ETA 223	ETA 223
		DATE prélèvement	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	22/06/09	29/10/09	8/06/10	24/06/09	26/10/09	2/06/10	21/06/09	25/10/09	2/06/10
TRICHOPTERES	BERAEIDAE	<i>Beraeodes</i>	3														
	HYDROPSYCHIDAE	<i>Hydropsyche</i>										1					
	HYDROPTILIDAE	<i>Agaylea</i>					3	4	46	7	19	24	4	7			
	LEPTOCERIDAE	Genre n.i.				5		15									
		<i>Mystacides</i>	39	6	28	3	15	50	12	164	24	8	25	13			
		<i>Leptocerus</i>	29	5			24	32	18	77	16						
	LYMNEPHILIDAE	Lymnephilinae		3	2								3			1	
	PHRYGANEIDAE	<i>Phryganea</i>				4	4	2		1							
	POLYCENTROPODIDAE					6						6			14	9	12
LEPIDOPTERES	PYRALIDAE					1						1					
DIPTERES	ATHERICIDAE					1						1					
	CERATOPOGONIDAE	Ceratopogoninae	7			4	1		4		2	2		3			
	CHAOBORIDAE	<i>Chaoborus</i>	5	2		26	7			1			28	2			
	CHIRONOMIDAE	<i>Chiron. 'autres'</i>	110	66	149	77	154	1600	82	92	112	155	244	256	320	174	208
		<i>Chironomus t+p</i>				1	147		53		28	33	28	17	28	12	19
	DIXIDAE															1	
	DOLICHOPODIDAE						2										
	PSYCHODIDAE		1					4							6		3
	RHAGIONIDAE															1	
	STRATIOMYIDAE		1			1						1	2	3	2	1	

2.7.12 Annexe 10 : 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>		Tweeogige 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		Hoornschaalen
<i>Sphaerium</i>		Hoornschaal
CRUSTACES	Crustacés	Schaaldieren

CLADOCERES	Puces d'eau	Watervlooien
OSTRACODES		Mosselkreeftjes
COPEPODES		Roeipootkreeftjes
AMPHIPODES	Amphipodes	Vlookeften
CRANGONYCTIDAE		
<i>Crangonyx</i>		
GAMMARIDAE	Gammares	
<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
Orthoclaadiinae, Tanypodinae		
Chironominae 'autres'		
<i>Chironomus t+p</i>	Vers de vase	
SIMULIIDAE		Kriebelmugges
TIPULIDAE	Cousins	Langpootmuggen
BRYOZOAIRES	Bryozoaires	Mosdiertjes

Deel 3 – 3^{ème} partie

Besluit – Conclusion

Inhoud

Lijst van tabellen	175
Lijst van figuren.....	175
3.1 Inleiding.....	176
3.2 Ecologische waterkwaliteit van waterlopen in het BHG.....	177
3.2.1 Stroomgebied Molenbeek	177
3.2.2 Stroomgebied Neerpedebeek.....	177
3.2.3 Vogelzangbeek	180
3.2.4 Linkebeek	180
3.2.5 Stroomgebied Woluwe.....	180
3.2.6 Zenne.....	184
3.2.7 Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde	184
3.3 Ecologische waterkwaliteit van vijvers in het BHG.....	187
3.3.1 Zoniënwoud.....	187
3.3.1.1 Verdronken Kinderen 1	187
3.3.1.2 Verdronken Kinderen 2	188
3.3.1.3 Watermaal.....	188
3.3.2 Leybeekpark	189
3.3.3 Pêcheres Royales – Koninklijke Visserij	191
3.3.4 Tenreukenvijver	192
3.3.5 Woluwepark	193
3.3.5.1 Bemel.....	193
3.3.5.2 Denis.....	193
3.3.5.3 Lange vijver Woluwepark	193
3.3.6 Mellaertspark en Parmentierpark	193
3.3.7 Ter Bronnen.....	197
3.3.8 Parc Roi Baudouin – Koning-Boudewijnpark	197
3.3.9 Sobieskipark	199
3.4 Overzicht van globale ecologische kwaliteit	199
3.5 Referenties	203

Lijst van tabellen

Tabel 22: Overzicht met globale kwaliteitsklassen en knelpunten voor de onderzochte waterlichamen	200
---	-----

Lijst van figuren

Figuur 33: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in het stroomgebied van de Molenbeek.....	178
Figuur 34: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in de Neerpedebeek	179
Figuur 35: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in een bronbeek uitmondend in de Koevijverbeek (Neerpedebeek), de Vogelzangbeek, en de Linkebeek	181
Figuur 36: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in het stroomgebied van de Woluwe.....	182
Figuur 37: Waardevolle emergente (links, Senypark – W1) en submerse (rechts, Hof ter Musschen – W2) aquatische vegetatie in de Woluwe	183
Figuur 38: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in de Zenne voor en na ontvangst van effluent van het waterzuiveringsstation Brussel-Zuid	185
Figuur 39: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in de Zenne voor en na ontvangst van effluent van het waterzuiveringsstation Brussel-Noord	186
Figuur 40: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde.....	187
Figuur 41: Links: lemnidenmat op Verdronken Kinderen 1 (VKn1). Rechts: Grof hoornblad (<i>Ceratophyllum demersum</i>) in Verdronken Kinderen 2 (VKn2).....	188
Figuur 42: Propagulen aangetroffen in sediment in de Watermaalvijver (Wtml)	189
Figuur 43: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Verdronken Kinderen 1, Verdronken Kinderen 2 en Watermaal.....	190
Figuur 44: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Leybeek a en Leybeek b	191
Figuur 45: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Pêcheres Royales en Tenreuken	192
Figuur 46: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Bemel, Denis en Woluwepark 1	194
Figuur 47: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Parmentier 2, Mellaerts Groot en Mellaerts Klein.....	195
Figuur 48: Sterkranswier (<i>Nitellopsis obtusa</i>) aangetroffen in Grote Mellaertsvijver (MIGr) in juli 2011	196
Figuur 49: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijver Ter Bronnen	197
Figuur 50: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Parc Roi Baudouin I, Parc Roi Baudouin II en Sobieski.....	198
Figuur 51: Overzicht van de globale biologische kwaliteit (One out, all out) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal	201
Figuur 52: Overzicht van de globale biologische kwaliteit (One out, all out) voor de bestudeerde vijvers.....	202

3.1 Inleiding

Naar aanleiding van de inwerkingtreding van de Europese Kaderrichtlijn Water in 2000, werden grote inspanningen geleverd om de ecologische toestand van diverse typen waterlichamen in Europa op een uniforme en wetenschappelijk gefundeerde wijze te karakteriseren. Voor de biomonitoring beschreven in dit rapport, werd gebruik gemaakt van macrofyten, diatomeeën (als onderdeel van fyto-benthos), fytoplankton en macro-invertebraten (aangevuld met gegevens over biologie-ondersteunende fysicochemie), om de ecologische toestand te bepalen van 9 verschillende sterk veranderde waterlopen, het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde, en 17 vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk gewest. In de waterlopen exclusief het kanaal werden macrofyten, fyto-benthos en macro-invertebraten geanalyseerd, in het kanaal fyto-benthos, fytoplankton en macro-invertebraten, en in de vijvers macrofyten, fytoplankton en – voor een deel van de vijvers – macro-invertebraten. De berekening van de Ecological Quality Ratio (EQR), gebruikt om de relatieve afwijking t.o.v. het maximaal ecologisch potentieel weer te geven, gebeurde volgens de methoden beschreven in voorgaande rapporten (Van Tendeloo et al., 2004; Triest et al., 2008), hoewel enkele kleine methodologische aanpassingen werden doorgevoerd.

Enkele locaties werden in 2004 en 2007 bestudeerd, zodat voor deze punten een langere tijdsreeks beschikbaar is. De overige waterlichamen of additionele staalnameplaatsen werden in 2009 en 2010 gemonitord.

De individuele beschrijvingen in dit deel volgen een hydrologische logica, en zijn in hoofdzaak gegroepeerd volgens deelstroomgebied of geografische ligging van de staalnameplaatsen.

3.2 Ecologische waterkwaliteit van waterlopen in het BHG

3.2.1 Stroomgebied Molenbeek

Elegembeek (EB) scoorde slecht voor alle onderzochte parameters (Figuur 33). Macrofyten waren op de plaats van staalname geheel afwezig, een gevolg van de slechte chemische waterkwaliteit en het onregelmatige debiet (lage waterstand in april 2010). In april 2010 werden de hoogste waarden voor TP, DIN en conductiviteit gemeten van alle onderzochte waterlopen in de studie. Een zware organische belasting blijkt uit de zeer lage zuurstofconcentraties en de hoge percentages van aan organische vervuiling tolerante diatomeeëntaxa (%PT, zie Tabel 10).

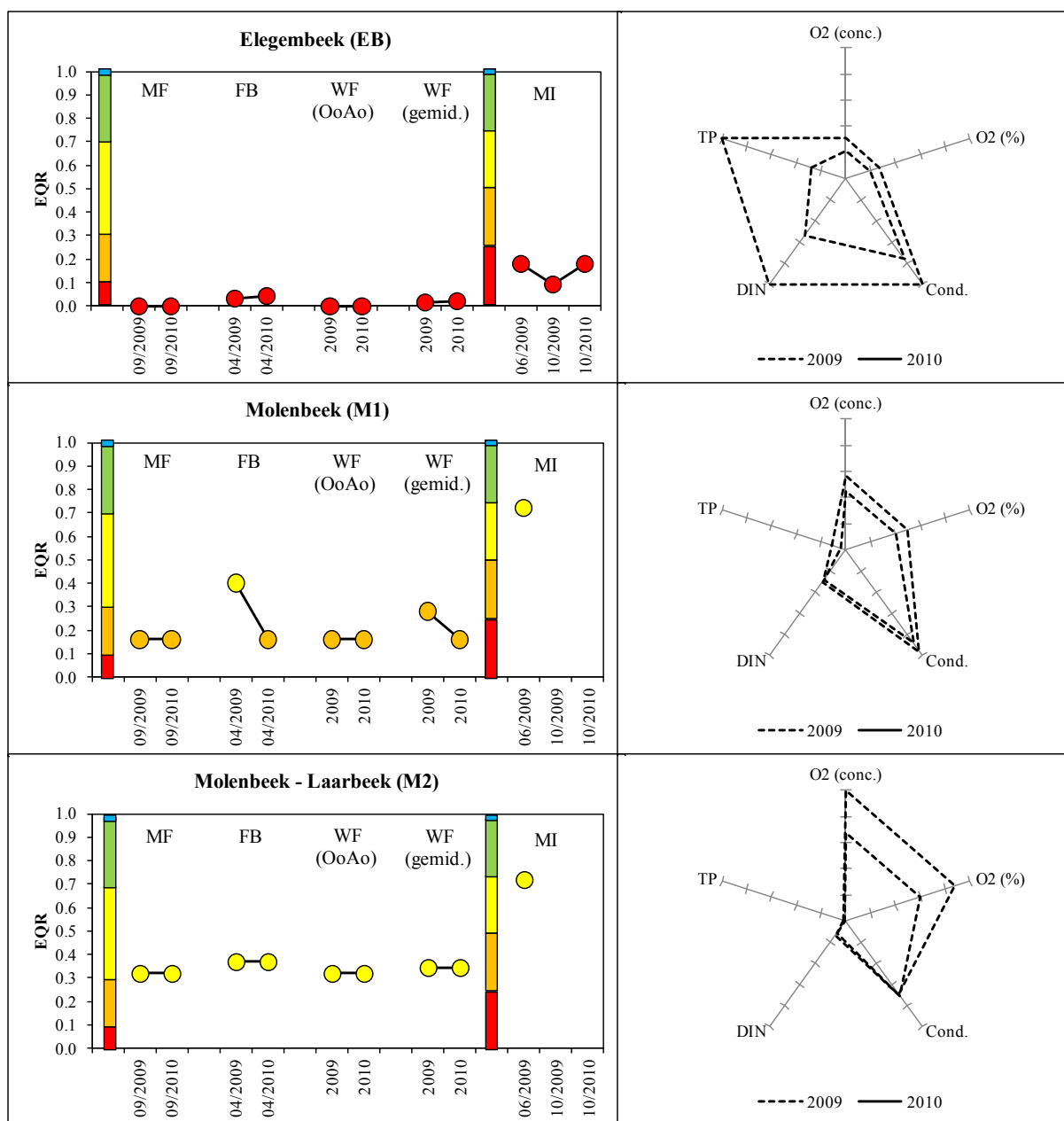
In de **Molenbeek te Kattebroek** (M1) werd in 2009 een matige kwaliteit voor fyto-benthos en macro-invertebraten gevonden (Figuur 33). Voor diatomeeën trad een terugval op in 2010, met een ontoereikende waterkwaliteit o.b.v. fyto-benthos. Mogelijk was dit ook het geval voor de waterkwaliteit o.b.v. macro-invertebraten, maar gegevens voor 2010 ontbreken. Watergebonden planten waren quasi afwezig, mede omwille van de sterke beschaduwing en vermindering van de oevers langs het transect.

Stroomopwaarts het moerascomplex van Jette-Ganshoren behaalt de **Molenbeek, na samenvloeiing met de Laarbeek** (M2), een matige kwaliteit voor alle biologische elementen (Figuur 33). De kwaliteit o.b.v. macrofyten en fyto-benthos lag echter dichtbij de grens met ontoereikende waterkwaliteit, terwijl analyse van de macro-invertebraten in 2009 een relatief betere situatie aangaf. In de watergebonden vegetatie kwamen enkel oeverplanten voor (gele lis, dotterbloem en watermunt), die omwille van hun gekende preferentie voor kwelplaatsen wel extra positief beoordeeld werden.

Ten opzichte van de stroomopwaarts bemonsterde locatie te Kattebroek (M1) duiden de fysisch-chemische parameters een verbeterde waterkwaliteit aan. Ondanks hoge puntmetingen voor zuurstofconcentratie en –saturatie, is niet uit te sluiten dat tijdelijke periodes van zuurstoftekort optreden, hetgeen de matige IBGN-score voor macro-invertebraten kan verklaren.

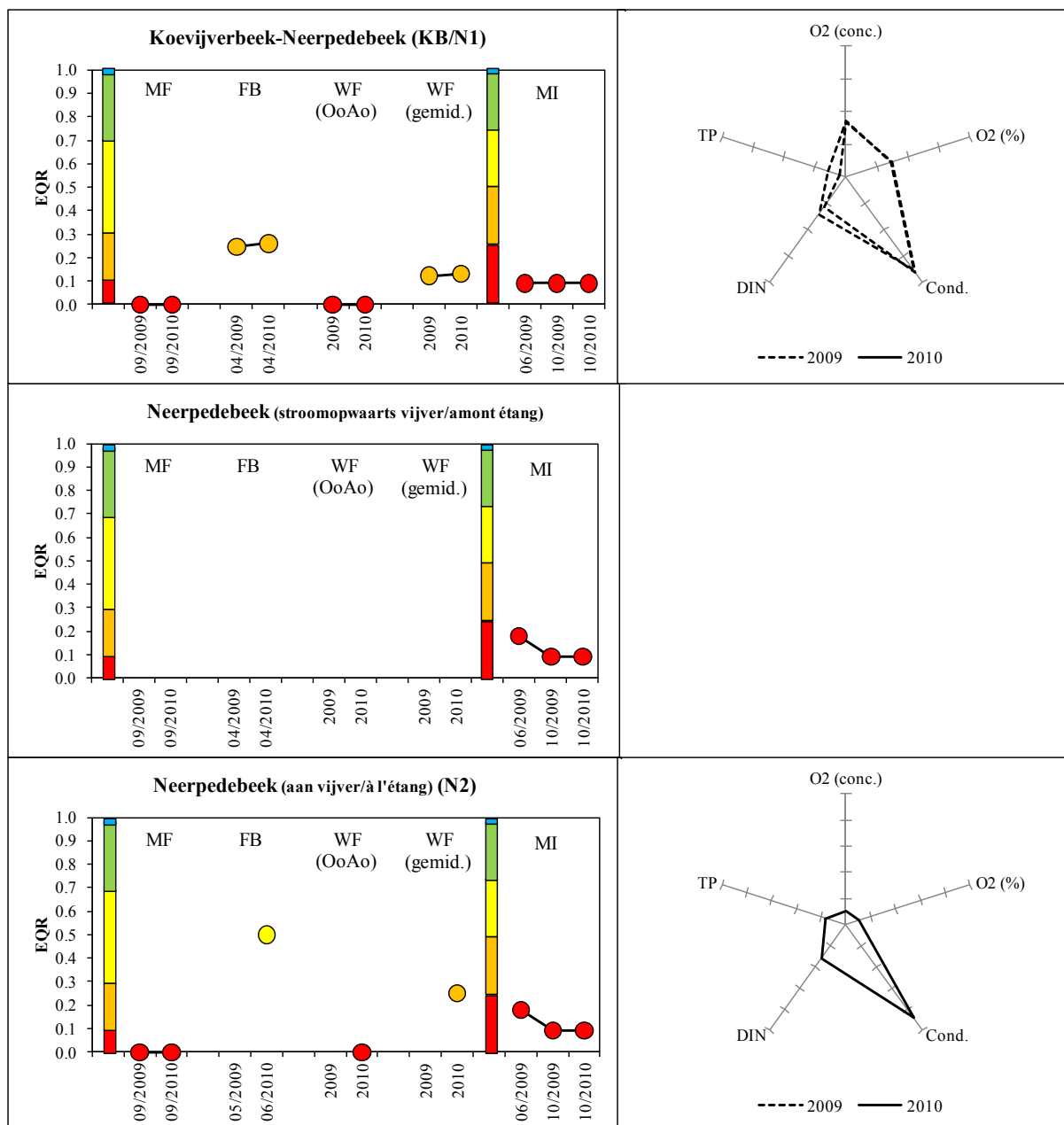
3.2.2 Stroomgebied Neerpedebeek

Stroomopwaarts de vijvers van Neerpede bevindt de **Neerpedebeek** zich in een slechte toestand (Figuur 34). De staat van de biologische componenten en de abiotische gegevens wijzen op een significante organische vervuiling en sterke nutriëntenaanrijking. Dit is reeds het geval ter hoogte van de gewestgrens, bij het binnenstromen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (Koevijverbeek-Neerpedebeek (KB)).



Figuur 33: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in het stroomgebied van de Molenbeek. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fytobenthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

In de Neerpedebeeck werd geen watergebonden vegetatie aangetroffen. De kwaliteit o.b.v. diatomeeën bleek ontoereikend bij binnenkomst in het BHG, en in 2010 matig ter hoogte van de eerste Neerpedevijver. De macro-invertebratengemeenschap was op alle onderzochte locaties kenmerkend voor vervuilde waterlopen. De situatie veranderde nauwelijks gedurende de studieperiode.



Figuur 34: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in de Neerpedebeek. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fyto­benthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

Naast de Neerpedebeek zelf, werd in de Neerpedevallei ter hoogte van een populierenbos­fragment (hoek van de Bietenstraat en Koenvijverstraat) een **bronbeek** bemonsterd voor macrofyten en fyto­benthos (KP; Figuur 35). Op de drassige bodem groeide dotterbloem en een grote hoeveelheid moeraszegge, soorten die indicatief zijn voor kwel. Op deze plaats bleek het fyto­benthos zich in een toestand te bevinden overeenkomend met het maximaal

ecologisch potentieel, gedefinieerd volgens de klassenindeling o.b.v. de waterkwaliteitsindex IPS. De hoge waarden waren het resultaat van een dominantie van één redelijk sensitief taxon, *Planothidium lanceolatum*. Nutriëntenconcentraties lagen relatief laag.

3.2.3 Vogelzangbeek

De **Vogelzangbeek** (VZ) bleek op de plaats van staalname sterk vervuild (Figuur 35), met afwezigheid van macrofyten, een ontoereikende kwaliteit o.b.v. diatomeeën, en zeer soortenarme macro-invertebratengemeenschappen. De fysisch-chemische metingen en de plaatselijke waarnemingen wijzen op een grote toevoer van nutriënten en organisch materiaal in het bekken, resulterend in een hoog bacterieel zuurstofverbruik.

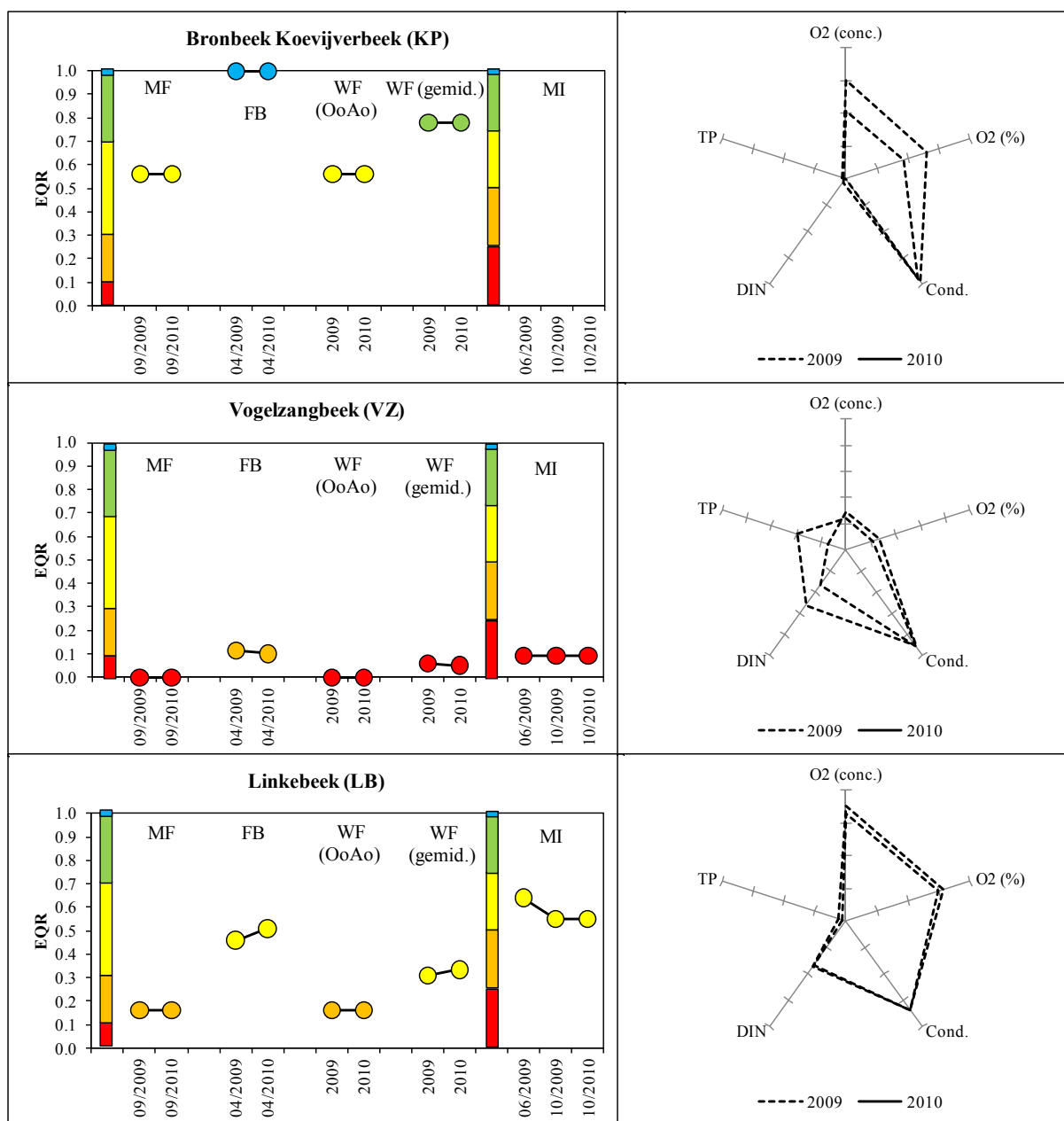
3.2.4 Linkebeek

De EQR voor fyto-benthos en macro-invertebraten was in de **Linkebeek** (LB) in beide jaren matig (Figuur 35). De diversiteit aan macro-invertebraten lag relatief hoog, maar de tolerantie van de aangetroffen indicatorgroep voor pollutie (mogelijk zuurstofdepletie, ondanks hoge puntmetingen voor opgeloste zuurstof in het voorjaar) resulteerde in een matige kwaliteit.

Het transect waarlangs de macrofytenopname gebeurde, is sterk beschaduwd, zodat slechts op de open plekken aquatische vegetatie (voornamelijk mossen en sterrenkroos) aangetroffen werd. Daarnaast verhindert de structuur van de kanten de groei van watergebonden oevervegetatie. Hoewel de fysisch-chemische waterkwaliteit plantengroei toelaat, heeft de Linkebeek op de plaats van staalname al bij al weinig potentieel voor het bereiken van het GEP voor dit biologisch element.

3.2.5 Stroomgebied Woluwe

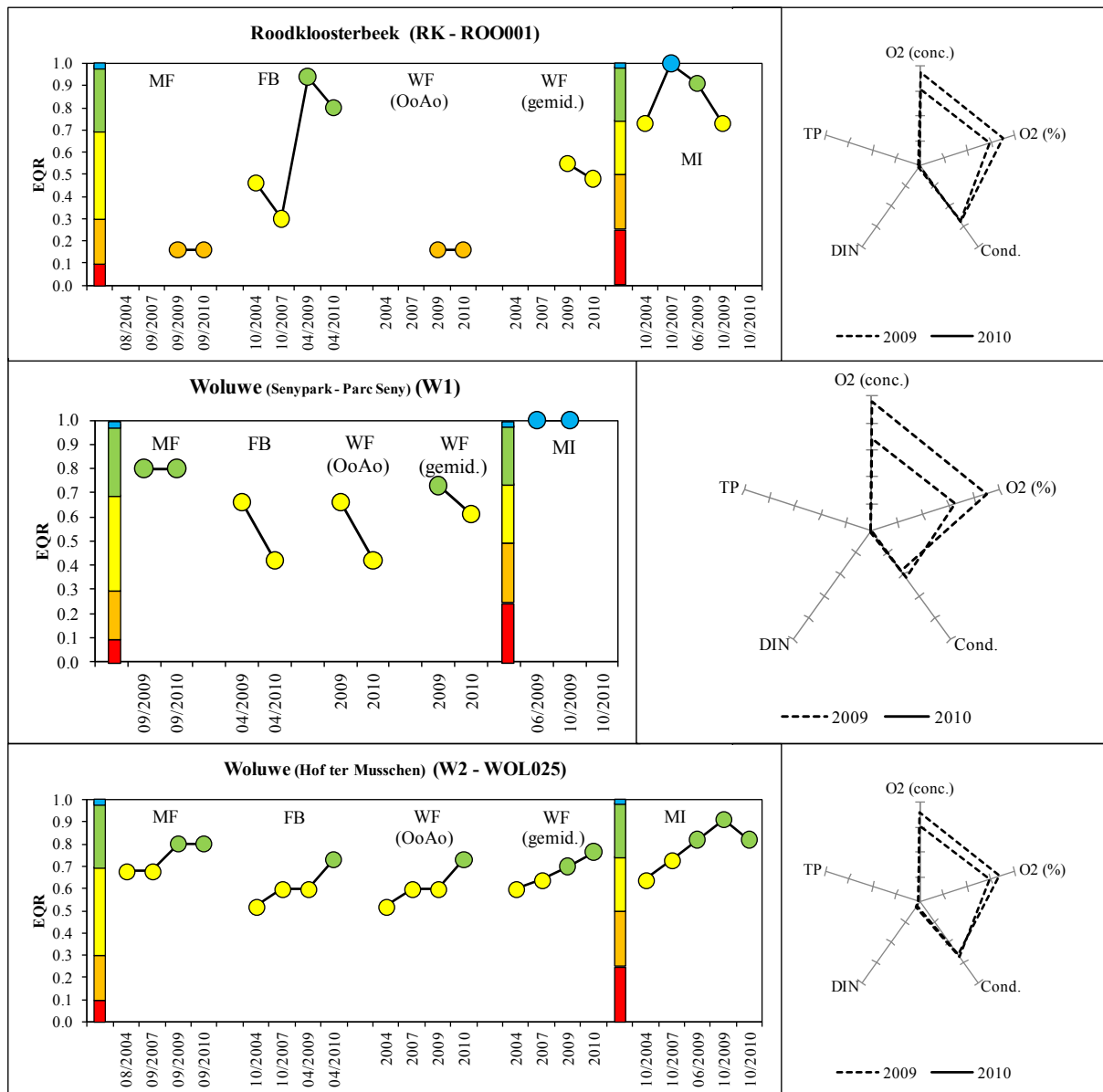
De **Roodkloosterbeek** in het Bergojepark (RK – ROO001) bevond zich in 2009 en 2010 wat betreft de fysicochemie van het water in een goede toestand (Figuur 36). Macrofyten werden – in tegenstelling tot voorgaande jaren – in de beoordeling opgenomen. De hoge graad van beschaduwning in het beboste park bemoeilijkt de groei van macrofyten, al is een bijkomende impact a.g.v. herbivorie door invasieve uitheemse kreeften (*Orconectes limosus*) niet uit te sluiten.



Figuur 35: Evolutie van de waterkwaliteits-elementen voor de staalnamepunten in een bronbeek uitmondend in de Koevijverbeek (Neerpedebeek), de Vogelzangbeek, en de Linkebeek. De grafieken aan de linkerkzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fyto-benthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

De kwaliteit voor fyto-benthos vertoont een positieve trend t.o.v. 2004 en 2007. In 2009 en 2010 bereikte het fyto-benthos het GEP, vergeleken met het matige karakter in vorige staalnamecampagnes. Het is mogelijk dat het gebruik van acrylwol in 2004 en 2007 door opvang van planktonische taxa afkomstig van de Roodkloostervijvers leidde tot een onderschatting van de fyto-benthoskwaliteit. Hoewel in de klassenindeling voor sterk

veranderde waterlichamen het aanduiden van de klasse ‘goed en hoger’ volstaat, kan vermeld worden dat voor macro-invertebraten in oktober 2007 het MEP gehaald werd. In juni 2009 bleef de GEP-toestand behouden, maar er werd een terugval tot het niveau van matige kwaliteit gemeten in het najaar. De samenstelling van de gemeenschap ongewervelden geeft aan dat dit het gevolg kan zijn van een episode van verhoogde stroomsnelheid.



Figuur 36: Evolutie van de waterkwaliteits-elementen voor de staalnamepunten in het stroomgebied van de Woluwe. De grafieken aan de linkerkant geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fyto benthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

In het **Senypark** haalde de **Woluwe** (W1) in beide jaren zowel voor macrofyten als voor macro-invertebraten de doelstelling ‘GEP of hoger’ (Figuur 36). Beide biologische kwaliteitselementen worden positief beïnvloed door de nabijheid van de ecologisch waardevolle Tenreukenvijver. De structuur van de gemeenschap submerse macrofyten in dit deel van de Woluwe doet vermoeden dat efficiënte propagulenaanvoer optreedt vanuit de vijver. Dankzij de licht meanderende stroombedding en de zachte helling van de oevers zijn de lokale topografische condities in het park geschikt voor ontwikkeling van een rijke aquatische vegetatie (Figuur 37 links). De grote verscheidenheid aan microhabitats en het zuurstofrijke water in de Woluwe draagt bij tot een hoge diversiteit aan sensitieve macro-invertebraten.

De situatie o.b.v. fyto bentos bleek in beide jaren matig, met een daling in 2010 (Figuur 36). Net als voor de overige kwaliteitselementen, staat het fyto bentos duidelijk onder invloed van de Tenreukenvijver. Periodes met fytoplanktonbloei die kunnen optreden in de lente in de vijver worden gereflecteerd in de diatomeeëngemeenschap in het benedenstroomse traject van de waterloop. De waargenomen kwaliteitsafname voor fyto bentos heeft waarschijnlijk te maken met een hoger aandeel tolerante planktonische taxa aangetroffen in het voorjaar van 2010. Hoewel dit bevestigt dat de invloed van vijverwater op de beoordeling van diatomeeëngemeenschappen negatief kan zijn, kan aangeraden worden hiermee eerder in de EQR-methodologie rekening te houden, dan te streven naar minimalisatie van de invloed van het vijverwater, omwille van het positieve effect van een hoge graad van connectiviteit op andere biologische componenten.



Figuur 37: Waardevolle emergente (links, Senypark – W1) en submerse (rechts, Hof ter Musschen – W2) aquatische vegetatie in de Woluwe.

Stroomafwaarts, ter hoogte van **Hof ter Musschen** (W2 – WOL025), lijkt de kwaliteit voor de onderzochte organismengroepen in de **Woluwe** te zijn toegenomen sinds 2004 (Figuur 36). In 2010 werd zowel voor macrofyten als voor fyto-benthos en macro-invertebraten het GEP behaald (Figuur 36 en Figuur 37 rechts). Voor macrofyten bevond de EQR zich in 2004 en 2007 reeds dichtbij de grens met GEP. De stijging van de ecologische kwaliteit voor fyto-benthos t.o.v. vorige studies kan te maken hebben met het gebruik van acrylwool in 2004 en 2007, omdat dit type artificieel substraat bij lage stroomsnelheid neigt naar een hoge retentie van planktonische taxa (Triest et al., 2003; Van Onsem & Triest, 2012). De stijging van matige EQR naar GEP binnen de huidige studieperiode kan wel significant zijn, al situeren de waarden zich dichtbij de klassegrens.

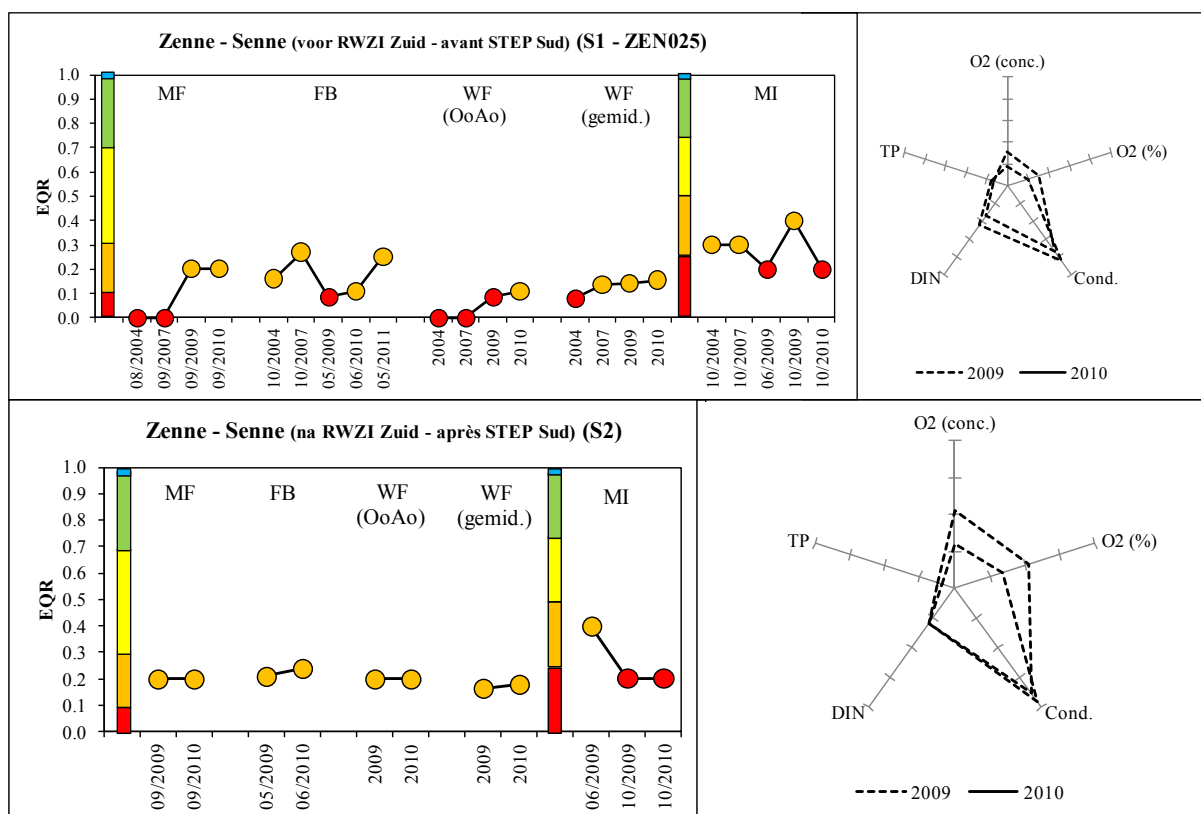
3.2.6 Zenne

Tijdens de studie werden vier strategische punten gemonitord in de **Zenne**. Er is een tijdreeks beschikbaar vanaf 2004 voor de Zenne bij het in- en uitstromen van het gewest (respectievelijk S1 – ZEN025 en S4 – ZEN070), terwijl twee tussenliggende meetplaatsen (S2 en S3) toegevoegd werden in 2009. Opvallend is het verschijnen van Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) op alle onderzochte locaties, een direct gevolg van de verbeterde waterkwaliteit sinds het inwerkingtreden van waterzuiveringsstations Noord en Zuid. Door de lage structuurscore en abundantie bleef de EQR voor macrofyten echter ontoereikend (Figuur 38 en Figuur 39).

Na de stijging waargenomen in de periode 2003-2007 (zie Deel 1, Figuur 24), bleek er aan de gewestgrenzen in 2009 een afname met één klasseverschil van de kwaliteit o.b.v. fyto-benthos. Stroomafwaarts het waterzuiveringsstation Noord werd een gelijkaardige negatieve evolutie waargenomen voor macro-invertebraten (Figuur 39). Slechts voor fyto-benthos te S3 werd in juni 2010 een matige kwaliteit gemeten, zodat gesteld kan worden dat de vervuilingsgraad een belangrijk knelpunt blijft voor alle onderzochte biologische waterkwaliteitselementen in de Zenne te Brussel.

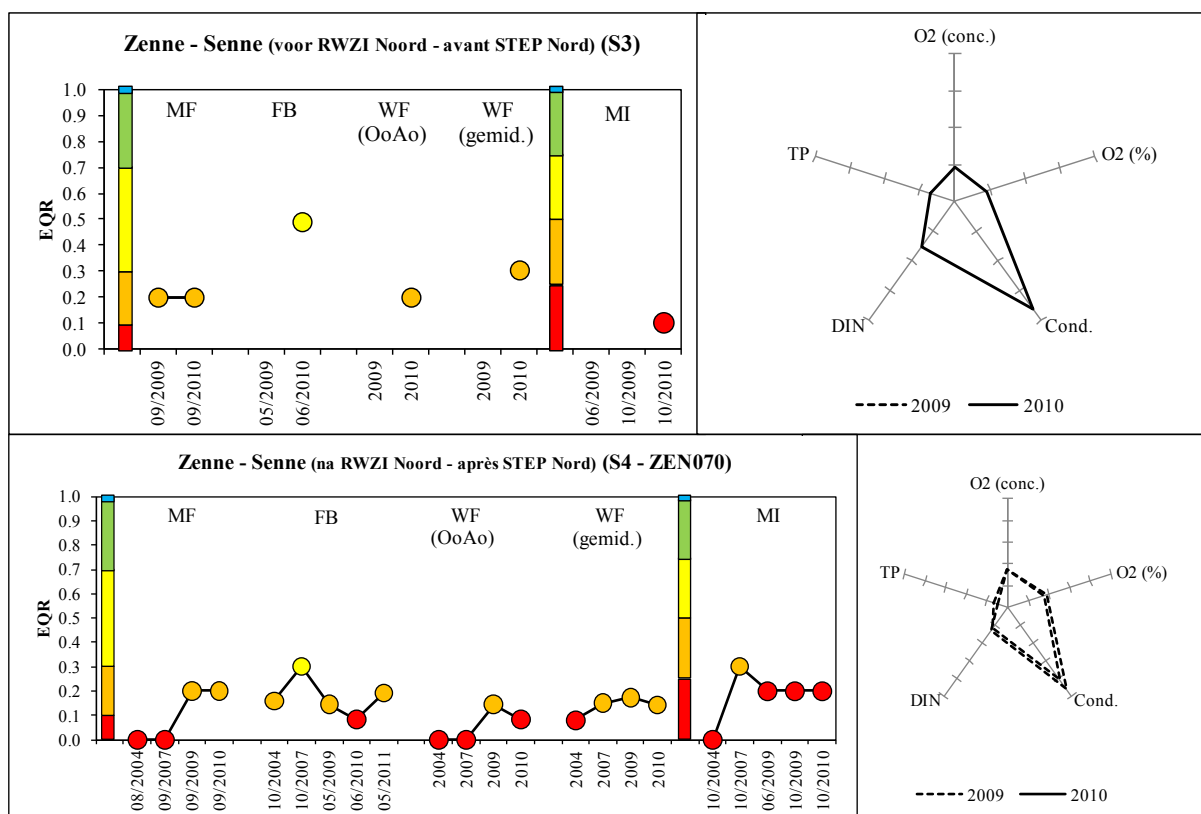
3.2.7 Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde

In het **kanaal** worden in het kader van deze studie drie biologische kwaliteitselementen als relevant beschouwd. Beide onderzochte locaties (C1 – KAN005 en C2 – KAN050) vertonen een vergelijkbaar temporeel patroon (zeker wat betreft fytoplankton en macro-invertebraten), hetgeen wijst op een ruimtelijk vrij uniform karakter (Figuur 40).



Figuur 38: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in de Zenne voor en na ontvangst van effluent van het waterzuiveringsstation Brussel-Zuid. De grafieken aan de linkerkzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fyto benthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

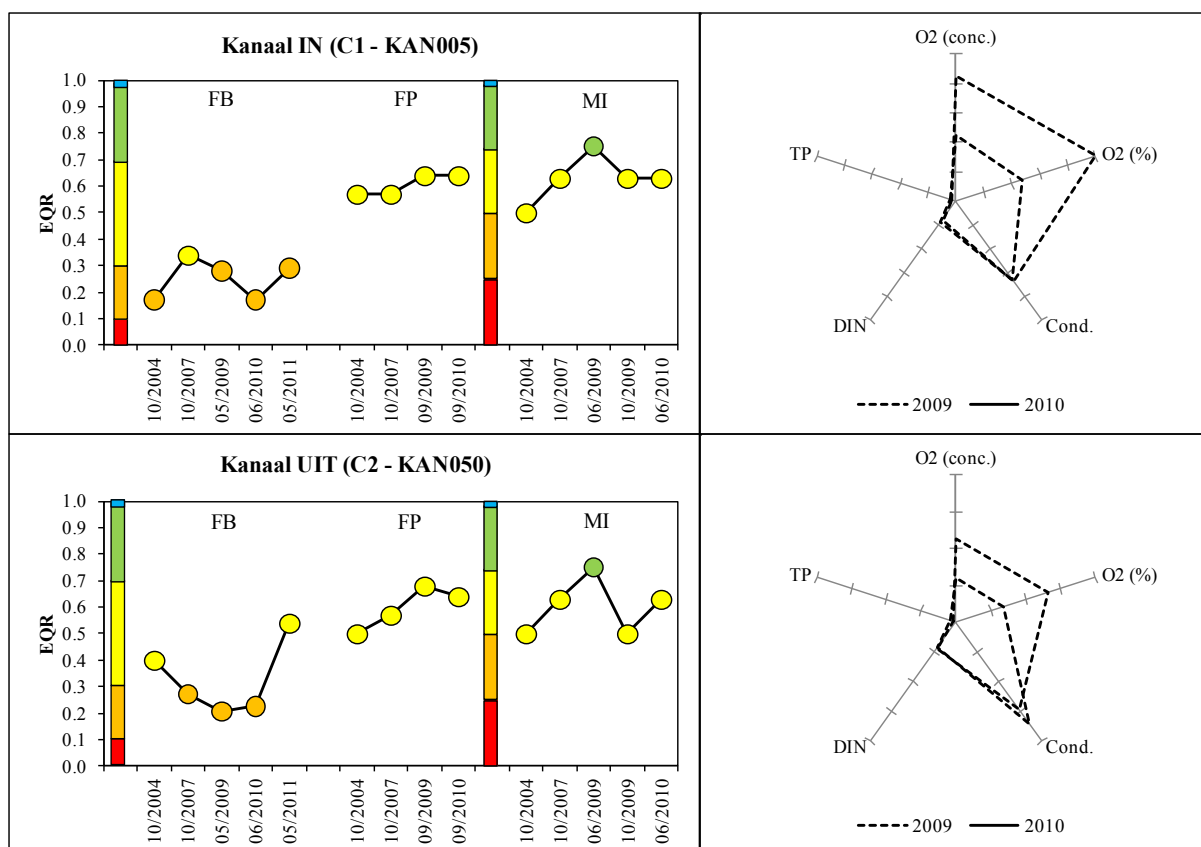
Wat betreft fyto benthos werd de gebruikte klassenindeling aangepast volgens Van Onsem & Triest (2012), zodat voor het artificiële kanaal dezelfde klassengrenzen gelden als voor de sterk veranderde waterlopen. Bij de wijziging werden GEP- en MEP-grens hoger ingesteld, vanuit de redenering dat een versoepeling van de waterkwaliteitsdoelstellingen voor microscopische algen in het kanaal – in afwachting van verder onderzoek – eerder gerechtvaardigd is voor fytoplankton dan voor benthische diatomeeën (Van Onsem & Triest, 2012). De EQR voor fyto benthos kende t.o.v. 2007 een afname in 2009 en 2010, maar bij een extra staalname in 2011 bleek de ecologische waterkwaliteit voor diatomeeën verbeterd. Op locatie C2 werd een sterke stijging waargenomen, tot niveau ‘matig’ (volgens de klassenindeling voorgesteld in Van Onsem & Triest, 2012). Tijdens de overige monitoring-campagnes haalde het kanaal slechts een ontoereikende kwaliteit.



Figuur 39: Evolutie van de waterkwaliteits-elementen voor de staalnamepunten in de Zenne voor en na ontvangst van effluent van het waterzuiveringsstation Brussel-Noord. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FB – fyto-benthos (getransformeerd), WF (OoAo) – waterflora (One-out-All-out), WF (gemid.) – waterflora (gemiddelde), MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

Het relatief stagnante water in het kanaal laat ontwikkeling van fytoplankton toe. Vergeleken met 2004 en 2007 werd voor dit element een lichte verbetering opgemeten, maar het GEP werd niet bereikt, onder meer omwille van het troebele karakter op beide locaties.

Op beide locaties werd in juni 2009 voor de macro-invertebraten het GEP bereikt, maar de toestand verslechterde nog binnen hetzelfde jaar. De vergelijkbaarheid van de resultaten op beide plaatsen duidt aan dat het waargenomen patroon vermoedelijk niet het gevolg is van toevallige variatie in de staalname.



Figuur 40: Evolutie van de waterkwaliteitselementen voor de staalnamepunten in het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde. De grafieken aan de linkerkzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [FB – fyto benthos (getransformeerd), FP – fytoplankton, MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle waterlopen in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

3.3 Ecologische waterkwaliteit van vijvers in het BHG

3.3.1 Zoniënwoud

3.3.1.1 *Verdronken Kinderen 1*

In de loop van de groeiseizoenen in 2009 en 2010 bedekte een mat bestaande uit verschillende soorten lemniden (*Lemna minor/minuta*, *L. trisulca* en *Spirodela polyrhiza*) de volledige oppervlakte van de vijver **Verdronken Kinderen 1** (VKn1 – ETA003; Figuur 41 links). Onder deze omstandigheden verhindert lichtlimitatie de ontwikkeling van ondergedoken macrofyten, zodat de EQR voor dit kwaliteitselement in de periode van beide vegetatieopnamen matig was. De ontkiemingsexperimenten toonden aan dat de propagulenbank nog voldoende potentieel bezit om onder betere lichtcondities extensieve groei van submerse macrofyten mogelijk te maken. De bedekking door lemniden zorgde

tevens voor een beperkte groei van fytoplankton in de waterkolom, wat de hoge kwaliteit o.b.v. fytoplankton verklaart. In juni 2009 werd voor macro-invertebraten het GEP gehaald, omdat de lemnidenmat nog onvolledig was ontwikkeld. De complete bedekking van VKn1 correspondeerde met zeer lage concentraties opgelost zuurstof, als gevolg van het verlaagde contact tussen waterkolom en atmosfeer.



Figuur 41: Links: lemnidenmat op Verdronken Kinderen 1 (VKn1). Rechts: Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) in Verdronken Kinderen 2 (VKn2).

3.3.1.2 *Verdronken Kinderen 2*

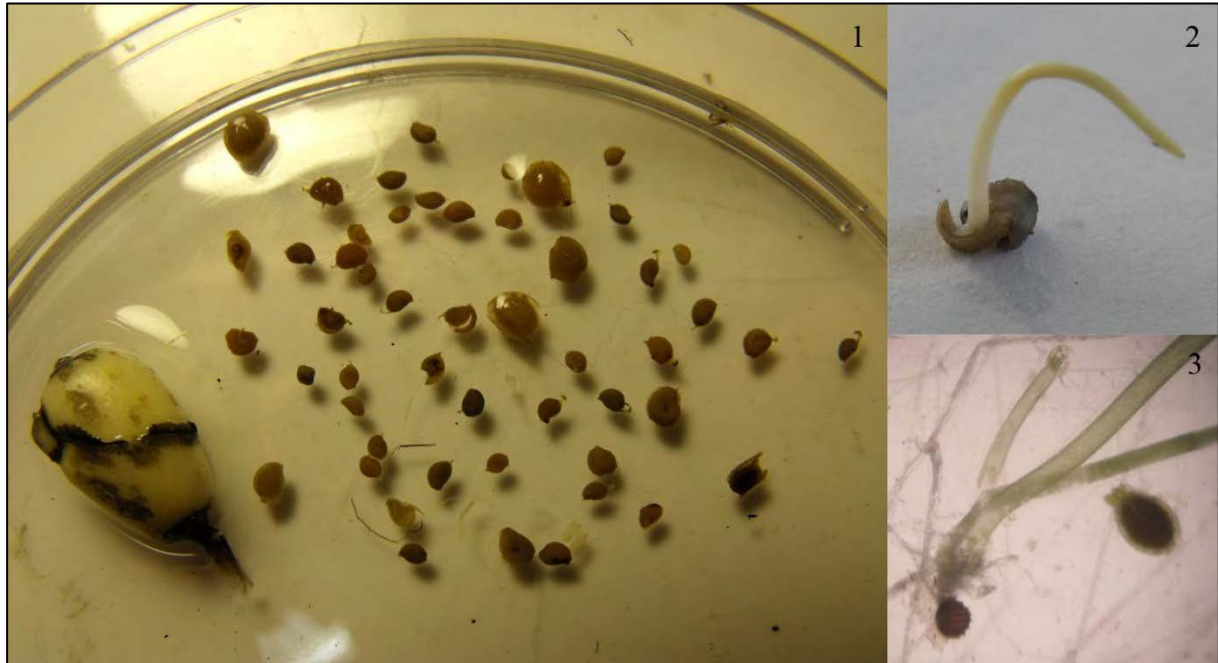
Karakteristiek voor **Verdronken Kinderen 2** (VKn2 – ETA249) is de dense groei van het ongewortelde Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), dat dicht tegen het wateroppervlak groeiend de vijver bedekt en op die manier groei van andere submerse soorten uitsluit (Figuur 41 rechts). Omdat *C. demersum* onder normale omstandigheden geen ongewenste soort is, en dankzij de abundante oevervegetatie, werd de toestand van de vijver voor wat betreft macrofyten beoordeeld als overeenstemmend met het GEP. Waar *C. demersum* niet tot aan de oppervlakte komt, werden zeer hoge zuurstofwaarden gemeten en fytoplanktonparameters overeenstemmend met het MEP.

In het extreme geval van VKn2 is het oordeel GEP voor macrofyten mogelijk ongepast. De groei van *C. demersum* bemoeilijkt zuurstofverzadiging in de onderliggende waterkolom (data niet weergegeven), en uit de ontkiemingsproeven bleek het verhinderen van de opbouw van een (soorten)rijke propagulenbank in het sediment.

3.3.1.3 *Watermaal*

De biomanipulatie van **Watermaal** (Bosvoordevijver; Wtml – ETA051) in 2005 resulteerde in een sterke, opmerkelijk stabiele verbetering van de ecologische kwaliteit. In 2009 en 2010 bevonden alle onderzochte kwaliteitselementen zich in een situatie overeenstemmend met het GEP of hoger. De Watermaaltvijver ondervindt zelden last van troebelheid, bevat een rijke

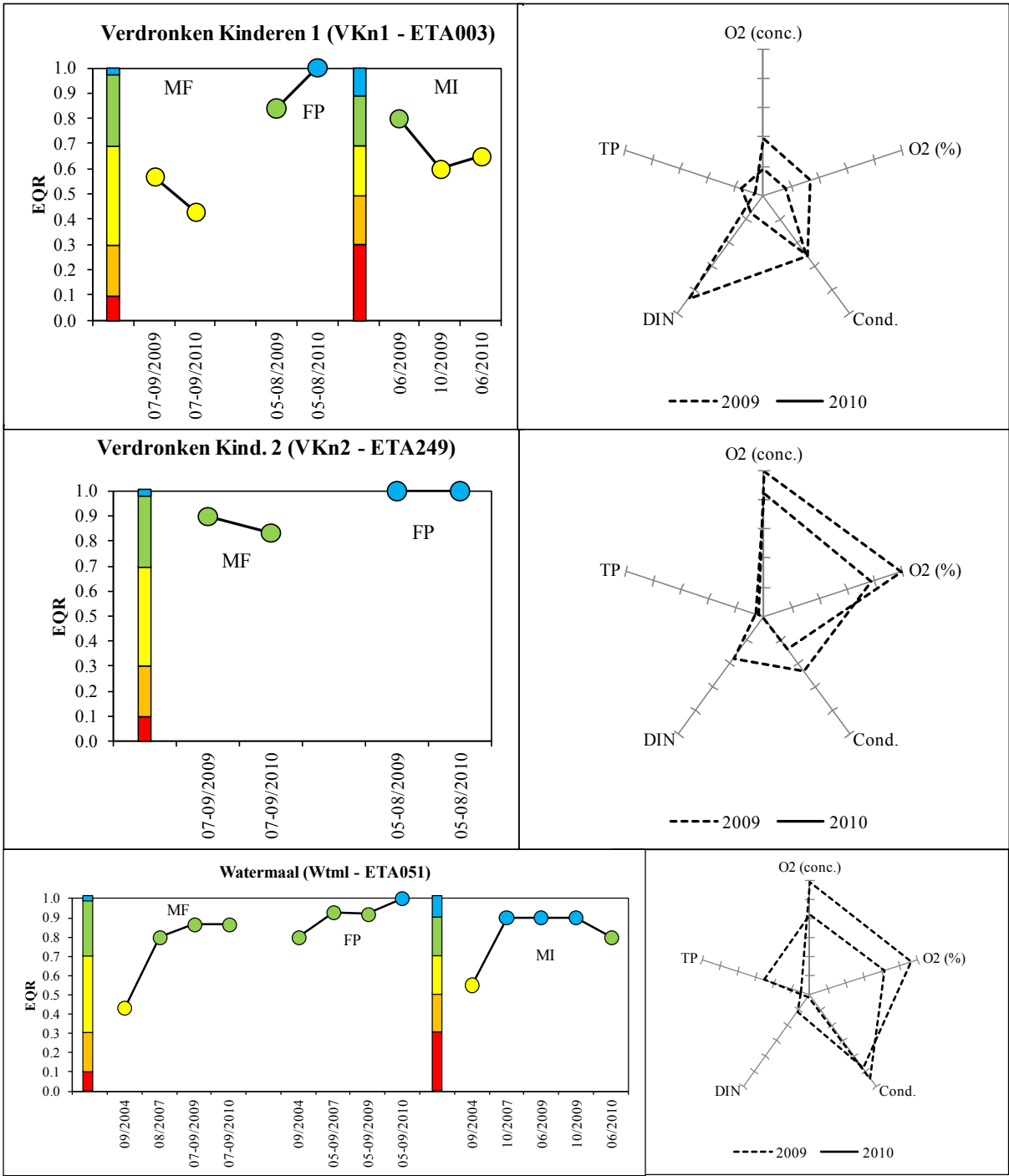
submerse flora en is aan de open zijden omzoomd met een uitgebreide littorale oevervegetatie. Het sediment in Wtml bevatte een grote en soortenrijke voorraad propagulen van submerse macrofyten (Figuur 42). In 2009 werd voor macro-invertebraten tweemaal de hoogste kwaliteitsklasse bereikt, hoewel in principe geen onderscheid hoeft gemaakt te worden tussen GEP en MEP.



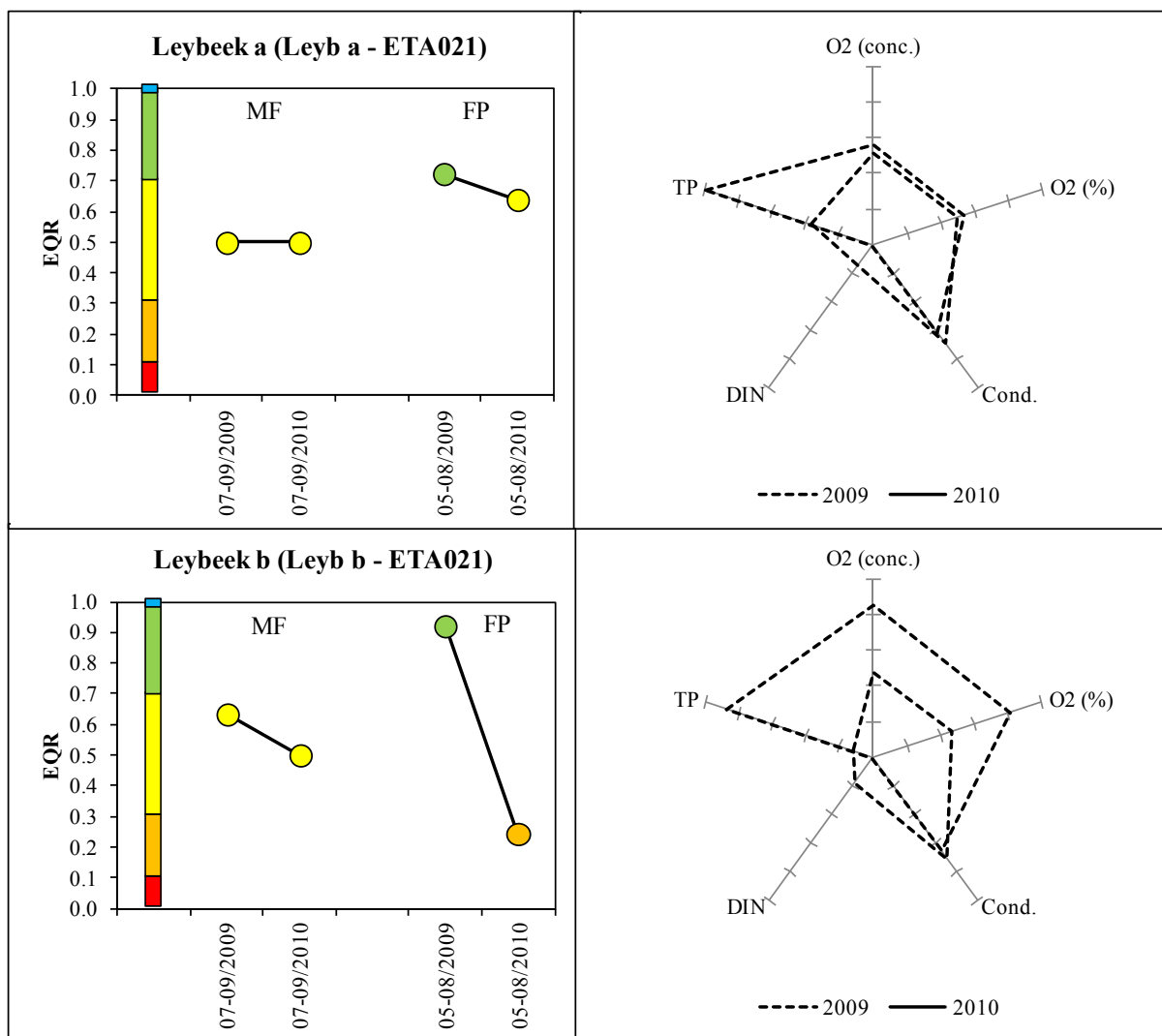
Figuur 42: Propagulen aangetroffen in sediment in de Watermaalvijver (Wtml). 1 – tuber van Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*, links) en vruchten van Schedefonteinkruid en Tengere fonteinkruid (*P. pusillus*), 2 – zaailing van een fonteinkruid, 3 – ontkiemde oöspore van Puntdragend glanswier (*Nitella mucronata*), naast een grotere *Chara*-oöspore.

3.3.2 Leybeekpark

De ecosystemen in de vijvers in het **Leybeekpark** (Leyb a – ETA021 en Leyb b – ETA021) functioneren ondanks hun nabijheid relatief onafhankelijk. Er zijn vrij sterke gelijkenissen in de soortensamenstelling van de propagulenbank, maar in Leyb a schijnt de submerse vegetatie stabiel te zijn dan in Leyb b, waar regelmatig algenbloei optreedt, met verlies van macrofyten. De kunstmatige structuur van de oevers laat geen ontwikkeling van emergente soorten toe, zodat het GEP voor macrofyten zonder maatregelen niet haalbaar is (Figuur 44).



Figuur 43: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Verdronken Kinderen 1, Verdronken Kinderen 2 en Watermaal. De grafieken aan de linkerkzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton, MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].



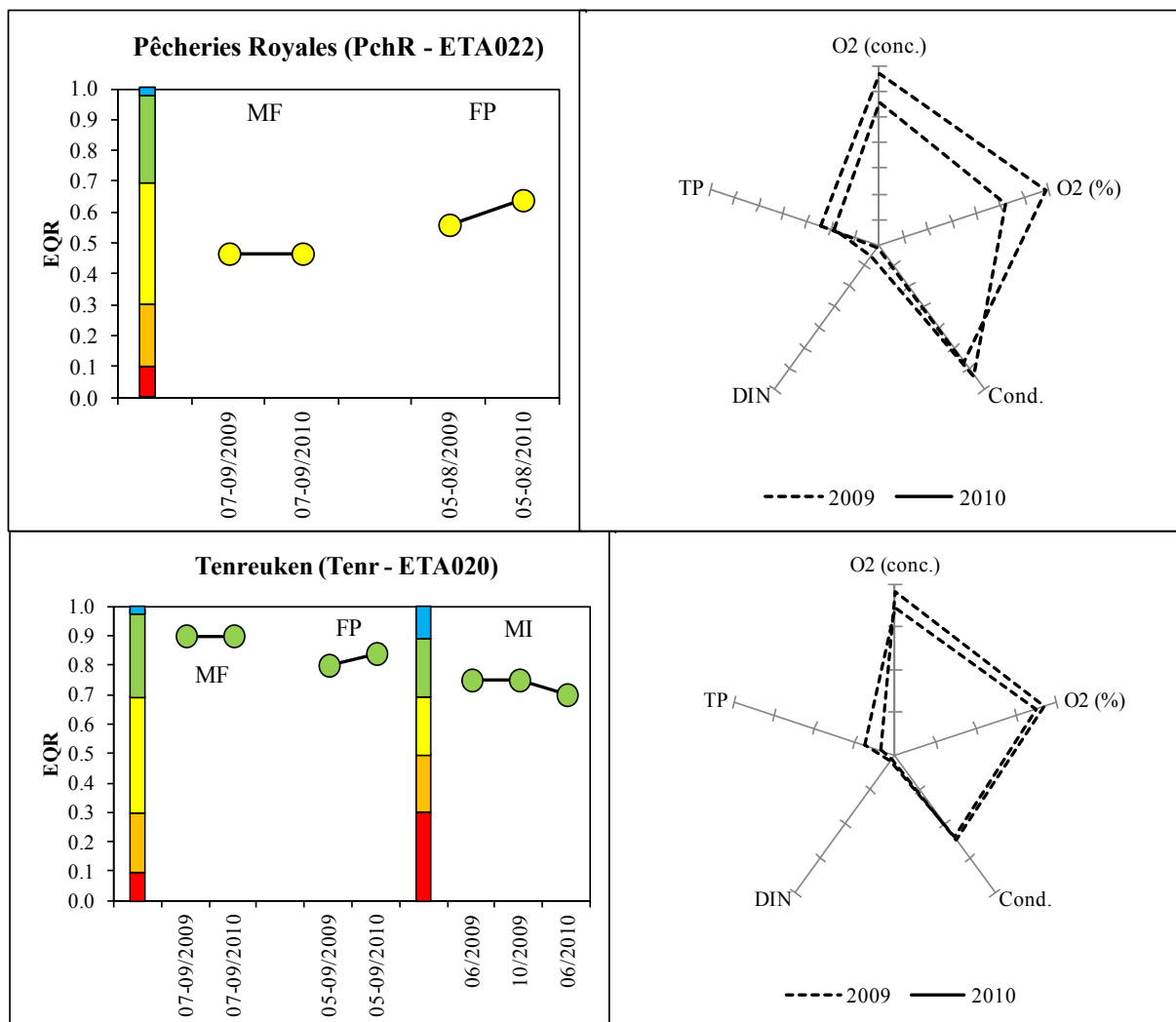
Figuur 44: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Leybeek a en Leybeek b. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O_2 (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O_2 (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

3.3.3 Pêcheries Royales – Koninklijke Visserij

Pêcheries Royales (PchR – ETA022) bevond zich in de zomers in een stabiel, troebel evenwicht. Er werden geen ondergedoken macrofyten aangetroffen, maar dankzij de als moeras ingerichte oostzijde haalde de vijver wel nog een matige EQR voor macrofyten (Figuur 45). De dikke laag zwart sapropelium op de bodem van de vijver bevatte geen propagulen van submerse macrofyten, zodat efficiënte kolonisatie van macrofyten, zelfs in periodes met helder water, onwaarschijnlijk is.

3.3.4 Tenreukenvijver

Tenreuken (Tenr – ETA020) scoorde in beide jaren goed voor macrofyten, fytoplankton en macro-invertebraten (Figuur 45), wat deze vijver tot één van de meest waardevolle in het Woluwebekken maakt. Een groot deel van de vijver is bedekt met macrofyten van verschillende groeivorm, die bovendien waarschijnlijk propagulen leveren voor het benedenstroomse deel van de Woluwerivier en zo de hoge kwaliteit in dat deel van de rivier helpen in stand houden (zie Figuur 36).



Figuur 45: Evolutie van de waterkwaliteits-elementen in de vijvers Pêcherries Royales en Tenreuken. De grafieken aan de linkerkant geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton, MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

3.3.5 Woluwepark

3.3.5.1 Bemel

De drijfbladplanten Gele plomp en Witte waterlelie bedekken een groot deel van de **Bemelvijver** (Beml – ETA218), waardoor de zuurstofconcentratie in de waterkolom laag ligt. De geringe toename van het aantal soorten en de abundantie van submerse soorten zorgde voor een lichte verbetering van de EQR voor macrofyten in 2010 (Figuur 46). De structuur van de artificiële, steile oevers is echter ongeschikt voor de groei van uitgebreide stroken oevervegetatie. Voor fytoplankton bevond Beml zich in beide jaren in een toestand overeenkomend met het GEP.

3.3.5.2 Denis

In **Denis** (Dens – ETA219; Figuur 46) werd haast geen submerse vegetatie waargenomen. Enkel in 2010 werden een aantal zaailingen van het kranwier *Chara globularis* aangetroffen, maar geen volgroeide individuen. Ontkiemingsexperimenten toonden een groot potentieel aan kiemkrachtige oösporen tot minstens 10 cm diep in het sediment. Macrofyten worden in deze ondiepe vijver vermoedelijk gehinderd door verstoring en herbivorie door foeragerende watervogels, omdat hoge graasdruk van grote Cladocera het water op deze plaats dikwijls helder houdt (De Backer et al., 2010).

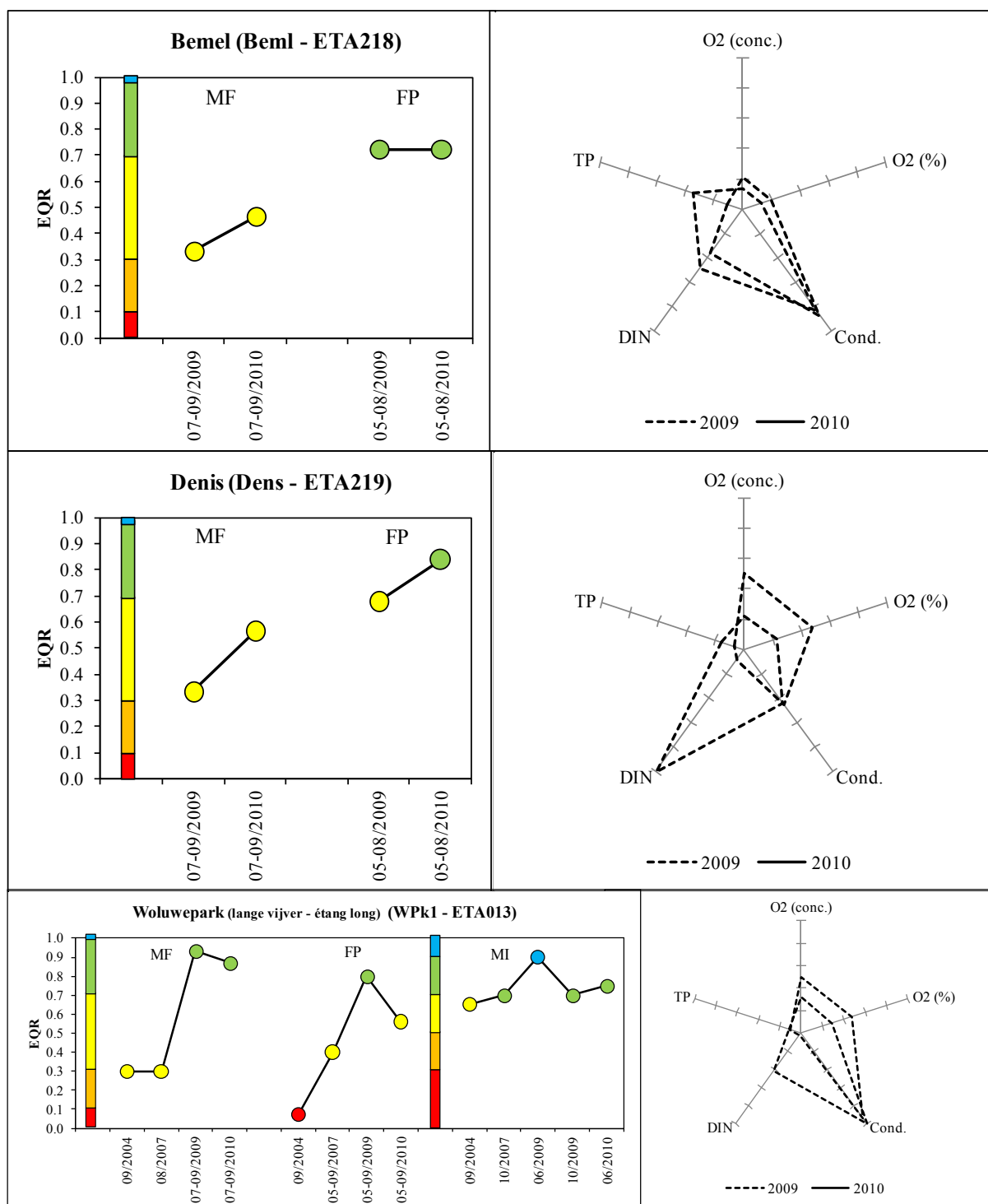
3.3.5.3 Lange vijver Woluwepark

In 2009 en 2010 is een duidelijke toename merkbaar in abundantie en soortenrijkdom van submerse macrofyten in de **lange vijver van het Woluwepark** (Woluwepark 1, WPk1 – ETA013; Figuur 46). In combinatie met de grote hoeveelheid watergebonden oeverplanten, zorgde dit zowel in 2009 als in 2010 voor het bereiken van het GEP. De ontwikkeling van hydrofyten loopt parallel met een stijging van de EQR voor fytoplankton. Ondanks de hoge EQR voor macrofyten, kende WPk1 in juli 2010 een probleem van aanwezigheid van een grote massa drijvend Darmwier (*Enteromorpha* cf. *intestinalis*). De toestand voor macro-invertebraten kende een piek (MEP) in juni 2009, en bleef hoog gedurende de verdere studieperiode.

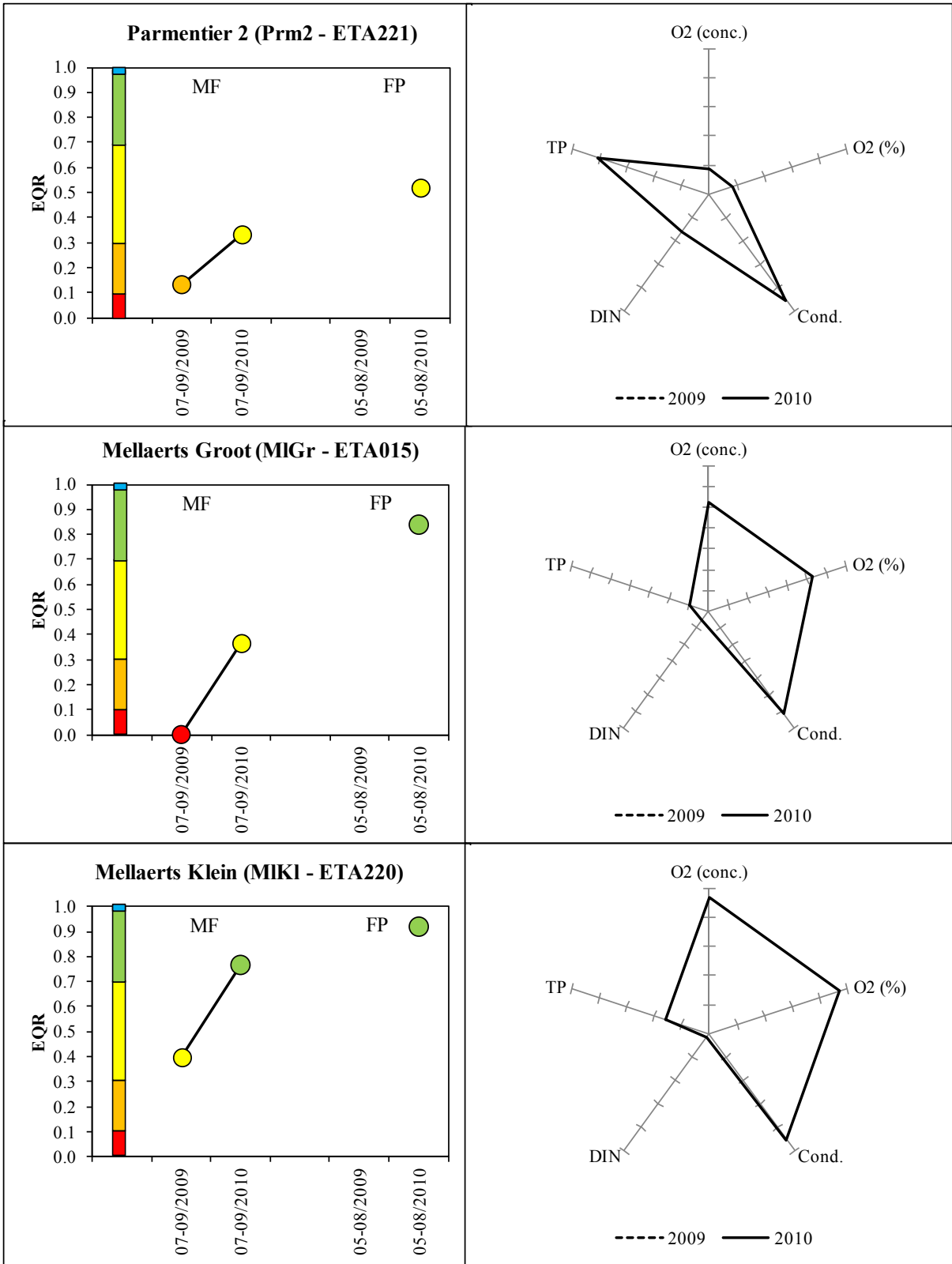
3.3.6 Mellaertspark en Parmentierpark

De **Grote Mellaertsvijver** (MlGr – ETA015), **Kleine Mellaertsvijver** (MlKl – ETA220) en stroomafwaartse vijver in het Parmentierpark **Parmentier 2** (Prm2 – ETA221) werden in 2009 en begin 2010 langdurig drooggelegd in het kader van hydraulische werkzaamheden, zodat de EQR voor watergebonden vegetatie in het groeiseizoen van 2009 laag lag door de afwezigheid van submerse macrofyten (Figuur 47). Na opvullen van de bekkens werd enkel in

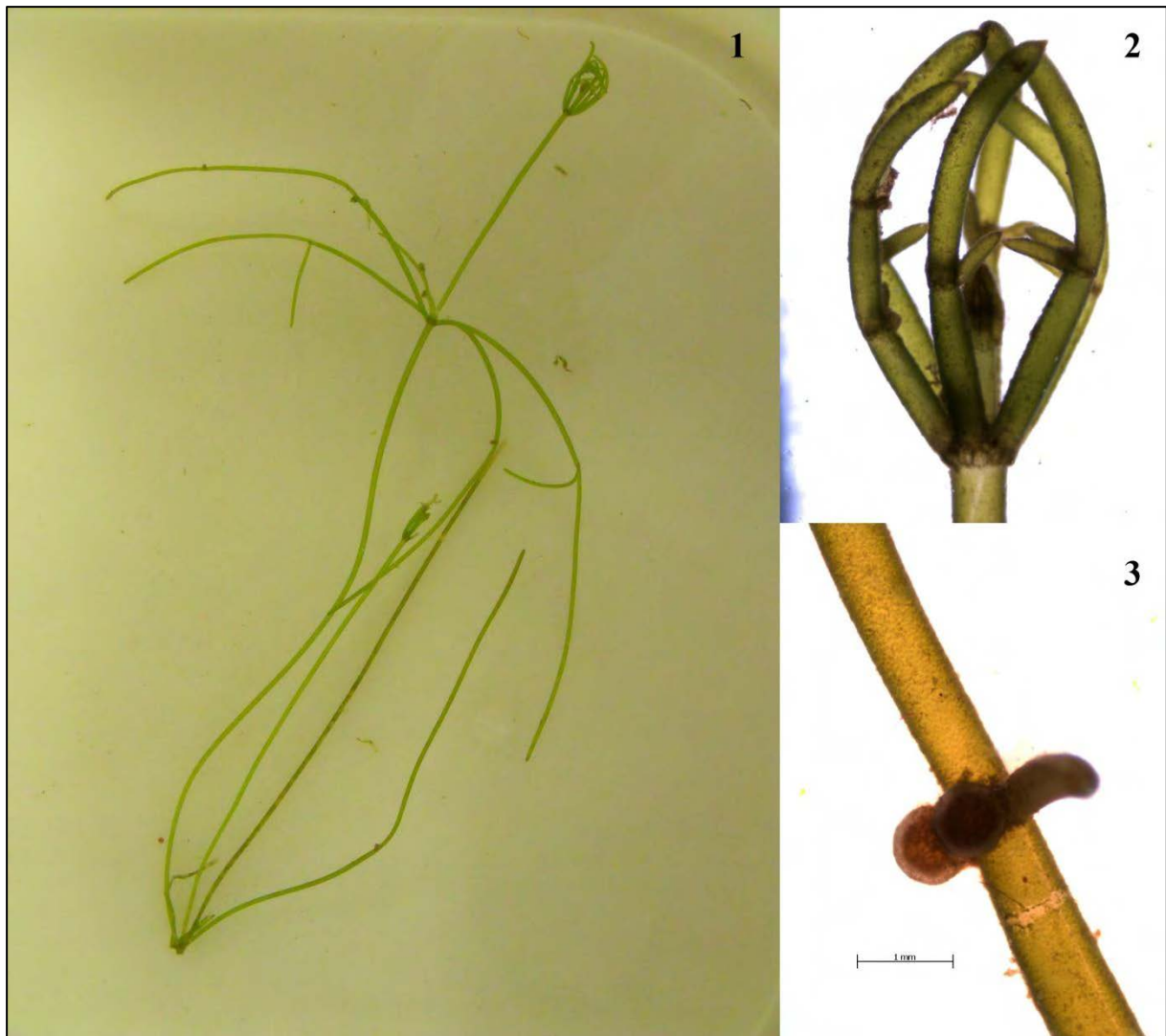
MIK1 het GEP bereikt. In MIGr kwam in 2010 een abundante submerse vegetatie voor, maar de parkachtige perimeter en oeverstructuur zijn ongeschikt voor groei van helofyten.



Figuur 46: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Bemel, Denis en Woluwepark 1. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton, MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].



Figuur 47: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Parmentier 2, Mellaerts Groot en Mellaerts Klein. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].



Figuur 48: Sterkranswier (*Nitellopsis obtusa*) aangetroffen in Grote Mellaertsvijver (MIGr) in juli 2011. 1 – habitus, 2 – hoofdje met rudimentaire stipulae (uitvergroot), 3 – antheridia en bracta (uitvergroot).

In Prm2 wordt groei van submerse taxa gelimiteerd door beschaduwing door boomkruinen, Gele plomp en lemniden. Aan de kanten bleek in 2010 wel sporadisch *Nitella mucronata* te groeien.

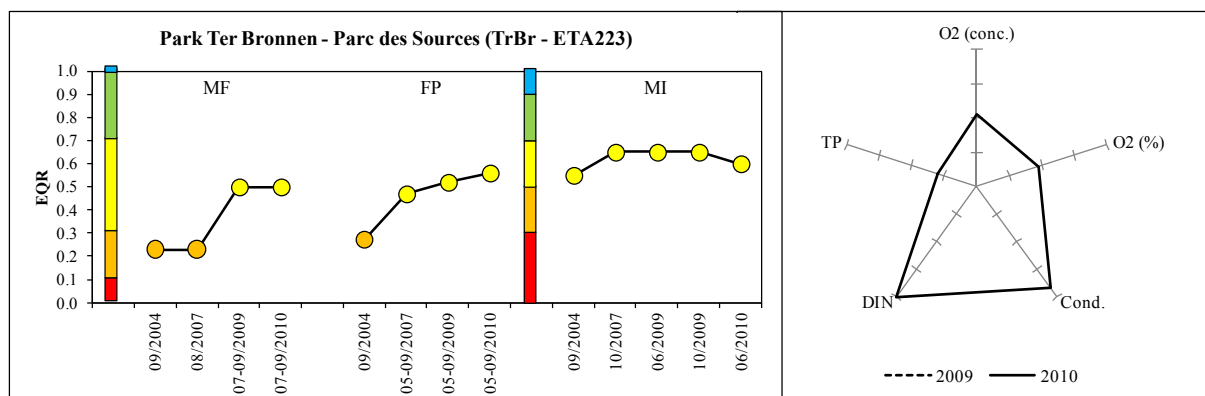
In juli 2011, na de in dit rapport beschreven studiebeperiode, werd te MIGr het in België zeldzame, tweehuizige **Sterkranswier** (*Nitellopsis obtusa* (Desvaux) J. Groves) aangetroffen (Figuur 48). De soort kwam met hoge bedekkingsgraad en in associatie met Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) voor in het noordwestelijke deel van de vijver. De groei van het robuuste Sterkranswier in MIGr is opmerkelijk, omdat deze macroalg in Nederland een preferentie vertoont voor fosfaatarm water, op zandige of venige, weliswaar fosfaatrijke bodem (Pot, 2007), en MIGr op dat moment in een vrij troebele toestand verkeerde (Secchidiepte van 55 cm) en algemeen een hoge eutrofiëgraad kent (Peretyatko & Triest, 2006; De Backer et al., 2010). Andere bronnen beschrijven Sterkranswier als een soort die in dieper water kan voorkomen, onder beperkte lichtomstandigheden. Het vrij beperkte

doorzicht van MIgr vormde mogelijk om die reden geen grote hinder voor het Sterkranswier, dat zich in een goede toestand bevond. Enkele individuen bevatten antheridia, maar oösporen werden niet waargenomen.

3.3.7 Ter Bronnen

Voor de organismegroepen macrofyten en fytoplankton bleek de toestand in de vijver **Ter Bronnen** (TrBr – ETA223) licht verbeterd vergeleken met deze in 2004 en 2007 (Figuur 49). Voor macrofyten kan een hogere inschatting van soortenrijkdom en abundantie van kwelindicatoren verantwoordelijk zijn voor de beoordeling ‘matig’, t.o.v. de ontoereikende kwaliteit toegekend in voorgaande campagnes. Het bereiken van GEP voor aquatische vegetatie blijft in deze vijver onrealistisch ten gevolge van haar troebele karakter.

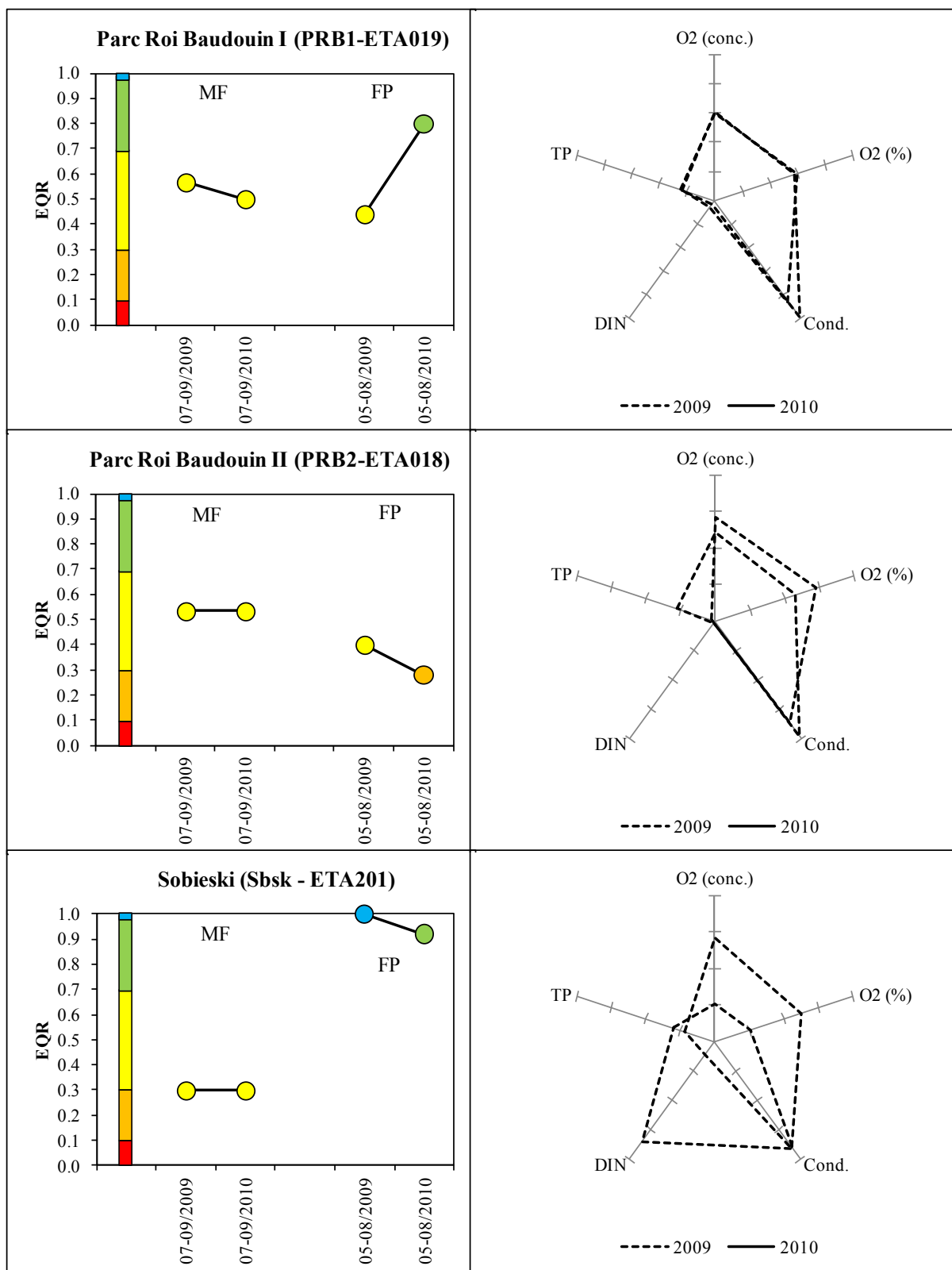
De EQR voor fytoplankton kende een lichte verbetering sinds 2007, maar bleef matig. Voor macro-invertebraten was de situatie eveneens matig, maar stabiel.



Figuur 49: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijver Ter Bronnen. De grafieken aan de linkerkant geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton, MI – macro-invertebraten]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

3.3.8 Parc Roi Baudouin – Koning-Boudewijnpark

De vijvers in het **Koning-Boudewijnpark** (PRB1 – ETA019 en PRB2 – ETA018) haalden een vergelijkbare matige score voor macrofyten (Figuur 50). Het ecosysteem in beide vijvers verschilde echter drastisch. PRB1 bevatte een abundante submerse vegetatie en helder water, maar geen oevervegetatie. De situatie in PRB2 was omgekeerd, met troebel water en afwezigheid van submerse macrofyten (gereflecteerd in het vrijwel ontbreken van propagulen



Figuur 50: Evolutie van de waterkwaliteitselementen in de vijvers Parc Roi Baudouin I, Parc Roi Baudouin II en Sobieski. De grafieken aan de linkerzijde geven de EQR voor biologische kwaliteitselementen weer [MF – macrofyten, FP – fytoplankton]. De radardiagrammen tonen fysisch-chemische parameters gemeten op de corresponderende locaties, op een schaal relatief t.o.v. de hoogst gemeten waarde voor alle vijvers in de studie [O₂ (conc.) – concentratie opgelost zuurstof, O₂ (%) – zuurstofsaturatie, Cond. – conductiviteit, DIN – dissolved inorganic nitrogen, TP – totaal fosfaat].

in het sediment), maar een abundante en soortenrijke – zij het kunstmatig aangelegde – oevervegetatie.

3.3.9 Sobieskipark

In de **Sobieskivijver** (Sbsk – ETA201) was een abundante gemeenschap submerse macrofyten aanwezig in 2009 en 2010, maar het wateroppervlak raakte in de loop van het groeiseizoen bedekt met een dichte mat eendenkroos. Samen met de ongeschiktheid van de oevers voor emergente waterplanten, leidde dit tot een matige EQR voor macrofyten, op de rand van ontoereikend (Figuur 50).

3.4 Overzicht van globale ecologische kwaliteit

In de studieperiode 2009-2010 werd het Goed Ecologisch Potentieel (GEP), de minimale doelstelling vastgelegd in de Kaderrichtlijn Water, voor het geheel van onderzochte biologische waterkwaliteitselementen (uitgaande van het One-out-All-out-principe) 9 keer gerealiseerd (Tabel 22, Figuur 51 en Figuur 52). In de Woluwe te Hof ter Musschen (2010), de Kleine Mellaertsvijver (2010) en de lange vijver van het Woluwepark (2009) werd het GEP slechts in één van beide jaren bereikt, terwijl de Tenreukenvijver, de vijver Verdrongen Kinderen 2, en de Watermaalvijver zich in beide jaren in een gunstige globale ecologische toestand bevonden.

Uit de set van onderzochte waterlichamen blijkt duidelijk dat de vijvers gemiddeld in een betere ecologische toestand verkeren – en de lentische ecosystemen zich dus dichterbij het globale GEP bevinden – dan het geval is voor de waterlopen. Op veel plaatsen in de waterlopen zijn fysisch-chemische waterkwaliteit, een lage nichediversiteit en beschaduwing en verruiging van oevers belangrijke belemmerende factoren voor het ophalen van de ecologische kwaliteit. Voor vijvers is de stabiliteit van de helderwatertoestand een cruciaal element, maar omdat watergebonden oevervegetatie meegerekend wordt in het kwaliteitsoordeel, speelt ook de structuur van de littorale zone een aanzienlijke rol.

Tabel 22 geeft knelpunten aan v.w.b. de biologische kwaliteitselementen die onderzocht werden in de verschillende waterlichamen. Bij interpretatie daarvan moet rekening gehouden worden met de onvolledigheid van monitoring in functie van de KRW, met name het ontbreken van gegevens betreffende macro-invertebraten in veel vijvers, en visfauna in alle waterlichamen.

Tabel 22: Overzicht met globale kwaliteitsklassen en knelpunten voor de onderzochte waterlichamen.

Categorie	Code VUB	Code BIM	Naam	Klasse (OoAo)*		Knelpunten**			
				2009	2010	MF	FB	FP	MI
Waterloop	EB		Elegembeek	S	S	1	1		1
Waterloop	KB		Neerpedebeek (Koevijverbeek)	S	S	1	2		1
Waterloop			Neerpedebeek (stroomopwaarts vijver)	S	S	3	3		1
Waterloop	N2		Neerpedebeek (aan Neerpedevijver)	S	S	1	2		1
Waterloop	S1	ZEN025	Zenne voor RWZI Zuid	S	S	2	1		1
Waterloop	S2		Zenne na RWZI Zuid	S	S	2	2		1
Waterloop	S3		Zenne voor RWZI Noord		S	1	2		1
Waterloop	S4	ZEN070	Zenne na RWZI Noord	S	S	2	1		1
Waterloop	VZ		Vogelzangbeek	S	S	1	2		1
Waterloop	LB		Linkebeek	O	O	1	2		2
Waterloop	M1		Molenbeek	O	O	1	1		2
Waterloop	RK	ROO001	Roodkloosterbeek (Bergojepark)	O	O	1			2
Waterloop	KP		Koevijverveek-bronbeek (populierenbos)	M	M	1			3
Waterloop	M2		Molenbeek (Laarbeek)	M	M	1	1		1
Waterloop	W1		Woluwe (Senypark)	M	M		1		
Waterloop	W2	WOL025	Woluwe (Hof ter Musschen)	M	GEP		1		
Kanaal	C1	KAN005	Kanaal IN	O	O		1	2	2
Kanaal	C2	KAN050	Kanaal UIT	O	O		1	2	2
Vijver	MIGr	ETA015	Mellaerts (grote vijver)	S	M	1			3
Vijver	Prm2	ETA221	Parmentier 2	O	M	1		1	3
Vijver	Leyb b	ETA021	Leybeekvijver	M	O	1		1	3
Vijver	PRB2	ETA018	Koning Boudewijnpark 2 ("fase 2")	M	O	1		1	3
Vijver	Beml	ETA218	Bemel	M	M	1			3
Vijver	Dens	ETA219	Denis	M	M	1		1	3
Vijver	Leyb a	ETA021	Leybeekvijver	M	M	1		1	3
Vijver	PchR	ETA022	Koninklijke Visserij (Pêcheres Royales)	M	M	1		1	3
Vijver	PRB1	ETA019	Koning Boudewijnpark 1 ("fase 1")	M	M	1		1	3
Vijver	Sbsk	ETA201	Sobieski	M	M	1			3
Vijver	TrBr	ETA223	Ter Bronnen	M	M	1		1	1
Vijver	VKn1	ETA003	Verdronken Kinderen 1	M	M	1			1
Vijver	MIK1	ETA220	Mellaerts (kleine vijver)	M	GEP	1			3
Vijver	WPk1	ETA013	Woluwepark 1 (lange vijver)	GEP	M			1	
Vijver	Tenr	ETA020	Tenreuken	GEP	GEP				
Vijver	VKn2	ETA249	Verdronken Kinderen 2 (Eikhovevijver)	GEP	GEP				3
Vijver	Wtml	ETA051	Watermaal	GEP	GEP				

* Laagste klasse waargenomen voor de onderzochte biologische kwaliteitselementen (One-out-All-out)

** Organismegroepen die in de periode 2009 en/of 2010 het behalen van de globale GEP-toestand verhinderden.

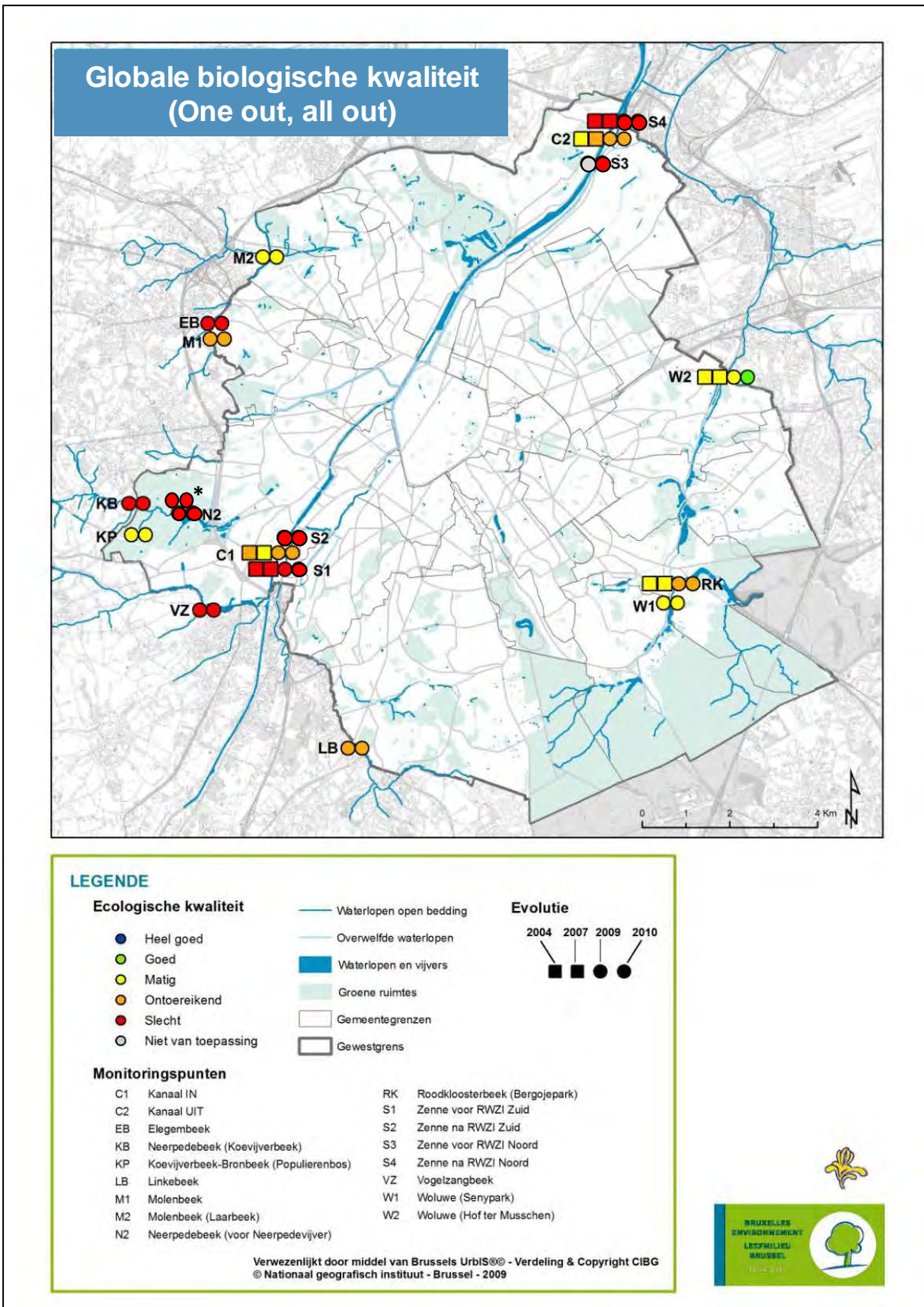
MF - macrofyten, FB - fyto bentos, FP - fytoplankton, MI - macro-invertebraten.

1 Prioritair te verbeteren kwaliteitselement (nodig om hogere globale kwaliteitsklasse te bereiken, inclusief GEP),

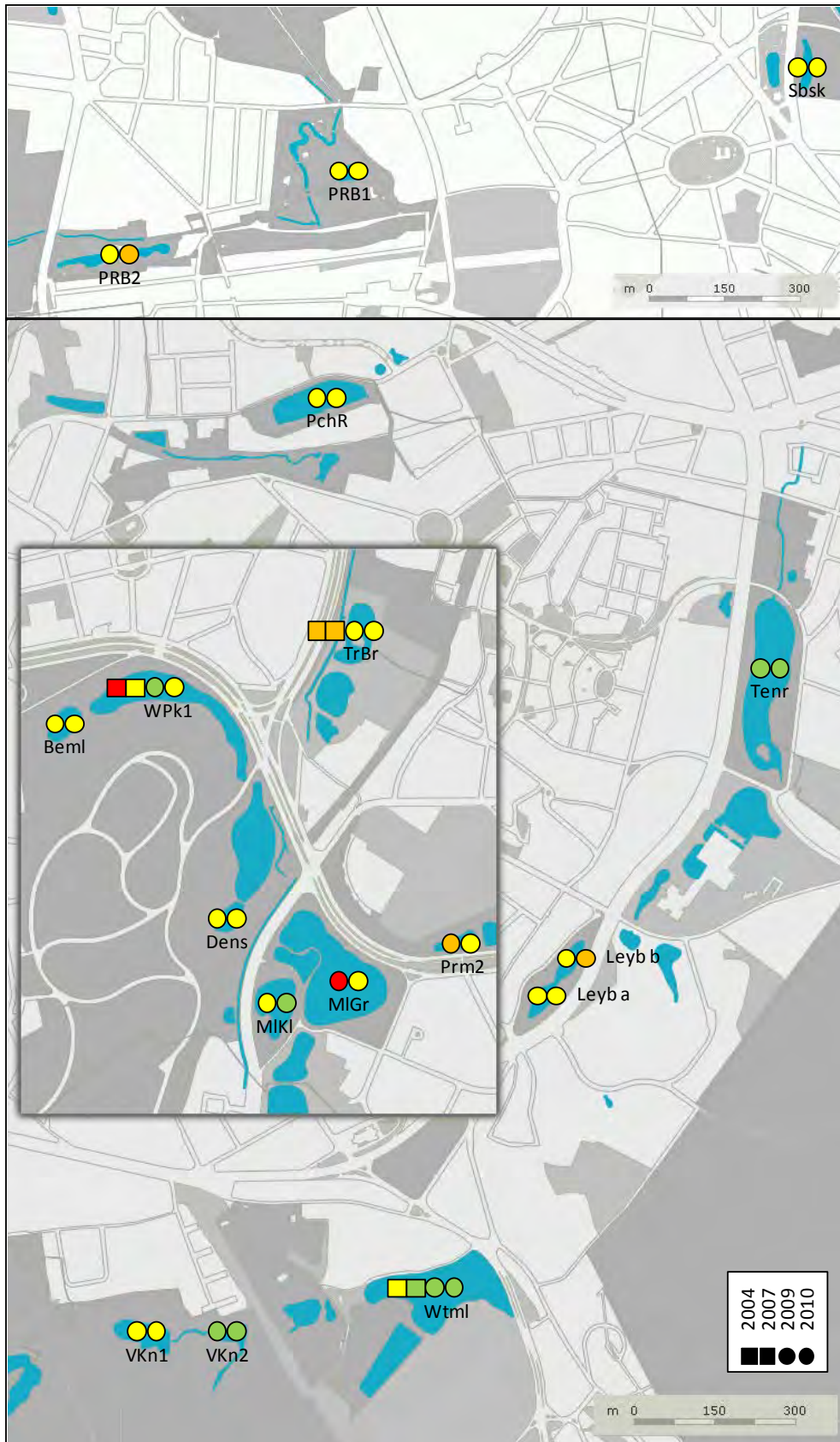
2 Secundair te verbeteren kwaliteitselement (nodig om globale GEP-toestand te bereiken),

3 Kwaliteitselement niet onderzocht, maar relevant (nodig om globale toestand correct te beoordelen).

■ Kwaliteitselement niet relevant (geen onderdeel van monitoring in specifieke waterlichaam).



Figuur 51: Overzicht van de globale biologische kwaliteit (One out, all out) voor de bestudeerde waterlopen en het kanaal. Kwaliteitsklassen zijn gebaseerd op de biologische kwaliteitselementen waarvoor gegevens beschikbaar zijn, exclusief visfauna. Asterisk: staalnamepunt stroomopwaarts Neerpedevijver.



Figuur 52: Overzicht van de globale biologische kwaliteit (One out, all out) voor de bestudeerde vijvers. Boven: Boudewijnpark en Sobieskipark. Onder: Woluwebekken (inzetkader: Woluwpark en omgeving). Kwaliteitsklassen zijn gebaseerd op de biologische kwaliteitselementen waarvoor gegevens beschikbaar zijn, exclusief visfauna.

3.5 Referenties

- De Backer S., A. Peretyatko, S. Teissier & L. Triest, 2010. Ecologische beoordeling van het effect van biomanipulatie op langere termijn in enkele vijvers in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Eindverslag, 52 pp.
- Peretyatko A. & L. Triest, 2006. Bepaling van de ecologische status van sommige vijvers beheerd door de A.G.R. van het B.I.M. Eindverslag, 49 pp.
- Pot R., 2007. Veldgids Water- en Oeverplanten. KNNV Uitgeverij, Zeist & STOWA, Utrecht, 352 pp.
- Triest L., A. Peretyatko, T. Ndum Foy, P. Kaur, 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. Rapport, 70 pp.
- Triest L., A. Van Tendeloo, A. Beyene, A. Peretyatko, J. Breine, N. Crohain & G. Josens, 2008. 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, 225 pp.
- Van Onsem S. & L. Triest, 2012. Ecologische kwaliteitsbeoordeling op basis van fyto-benthos in het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde. Vergelijking van methoden gebruikt in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Rapport, 24 pp.
- Van Tendeloo A., G. Gosset, J. Breine, C. Belpaire, G. Josens & L. Triest, 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 + 75 pp annex.