



**Opdrachtgever
Brussels Hoofdstedelijk Gewest
BIM - IBGE**

**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.**

Eindverslag (15/12/2006)

Ludwig Triest, Anneleen Van Tendeloo & Theresia Foy



Vrije Universiteit Brussel

Onderzoeksgroep Algemene Plantkunde en Natuurbeheer



This study has been supported by the Scaldit project. This study will run from 1st September 2006 to 31st December 2006.

It is co-supported by the European Interreg III B North-West Europe programme and the riparian states and regions of the Scheldt.

With this project the partners tend to a transnational analysis of the international river basin district of the Scheldt as a basis for a transnational integrated water management for a cleaner and safer Scheldt.

Te refereren als: Van Tendeloo A., Foy T. & Triest L., 2006. Impact van de spatiale en temporele variabiliteit van de macrofyten en diatomeeën op de ophaling van het maximale ecologische potentieel van de Woluwe zoals bepaald in de KaderRichtlijn Water 2000/60/EG. 63pp + 24pp annex

Inhoudstabel

Inhoudstabel	2
Samenvatting	3
Veel gebruikte afkortingen	5
1. Inleiding	6
1.1 Doel van rapport	6
1.2 Beschrijving van het onderzoeksgebied (Woluwe).....	6
2. Macrofyten	8
2.1 Monitoringspunten	8
2.2 Monitoring.....	10
2.3 Beoordeling voor KRLW	11
2.3.1 Methode 2004 (naar Van Tendeloo <i>et al.</i> , 2004)	11
2.3.2 Aanpassingen t.o.v. methode 2004.....	12
2.4 Resultaten: temporele variabiliteit (1998-2006)	13
2.4.1 Multivariate analyse van de macrofyten en omgevingsvariabelen.	13
2.4.2 Soortenaantallen en specifieke soorten bekeken	18
2.5 Vergelijking juli – september 2006	23
2.5.1 Soortenaantal	23
2.5.2 Multivariate analyse	24
2.5.3 TENR	26
2.5.4 ABCP	27
2.5.5 TBSO.....	30
2.5.6 MALS	31
2.5.7 HTMU	32
2.6 Beoordeling KRLW	33
2.7 Conclusie	35
2.8 Aanbevelingen.....	35
3. Diatomeeën.....	37
3.1 Aims	37
3.2 Sampling points.....	38
3.3 Field sampling	40
3.4 Data analysis	41
3.5 Results: changes in water quality across years (From 1998 to 2006)	42
3.6 Results: natural substrates	43
3.6.1 Ecological Quality.....	43
3.6.2 Multivariate Analysis	47
3.6.3 Relationship between measured Water Quality and Ecological quality	52
3.7 Results: artificial substrates.....	54
3.7.1 Ecological Quality.....	54
3.8 Conclusion.....	58
4. Algemene conclusie	60
5. Referenties.....	62

Samenvatting

In 2004 werd er een staalname methodologie en beoordelingsmethode opgesteld voor de Brussels waterlichamen in kader van de KaderRichtlijnWater 200/06/EG (Van Tendeloo *et al.*, 2004). In dit rapport wordt deze methodologie verfijnd en gevalideerd voor de Woluwe en dit voor 2 organismegroepen, de macrofyten en diatomeeën. Voor de macrofyten gebeurt er ook een analyse van de variabiliteit tussen verschillende jaren (1998, 2002, 2004, 2005, 2006) en binnen 1 jaar (juli-september 2006). Voor de diatomeeën wordt de abundantie en diversiteit de evolutietendens over verschillende jaren bestudeerd en besproken.

Aan de hand van dit onderzoek geven we ook aanbevelingen voor het bereiken van het maximaal ecologisch potentieel.

Macrofyten

Na validatie van de **staalname- en beoordelingsmethodologie** raden we enkele kleine wijzigingen aan t.ov. de methode uit 2004. Hiervoor wordt op het terrein best per 10 meter de abundantie van de kwelindicatoren, hydrofyten en helofyten geschat volgens de weergegeven klasse. Voor de beoordelingsmethode wordt de methodologie uit Van Tendeloo (2004) licht gewijzigd door IBMR-score te gebruiken i.p.v. GIS-score.

Bij de **spatiale vergelijking** is er voor de macrofyten een trend te zien waarbij een 'bovenloop' en 'benedenloop' onderscheiden worden. De 'bovenloop' wordt gekenmerkt door een grotere soortenrijkdom terwijl de 'benedenloop' minder soorten bezit of gedomineerd wordt door *Callitriche obtusangula* en *Nasturtium officinale*.

De **temporele vergelijking tussen 1998, 2002, 2004, 2005 en 2006** toont voor de macrofyten verschillende tendensen (o.a. een duidelijke verbetering in de ecologische kwaliteit sedert 1998, een toename van spontane emergente soorten (niet aangeplant), een daling van de frequentie van enkele submerse soorten).

De **temporele vergelijking tussen juli en september 2006** (na hevige regenval in augustus) toont voor de volledige waterloop een daling in het aantal soorten. De spatiale variatie is echter groot. Voor elk stuk is een eigen dynamiek te zien in bv. behoud en verlies van submerse soorten, verlies van *Lemna* en filamenteuze algen,....

Ingrepen zoals het verminderen van beschaduwing en tegen gaan van verruiging van oevers kunnen leiden tot een hogere EQR.

Diatomeeën

Voor de **staalnamemethodologie** stellen we voor om in het voorjaar (periode maart -april) te monitoren omdat dan de meest duidelijk gradient aanwezig is (uitsluiting van effecten door beschaduwing, van de temperatuursverschillen aan bron tot benedenloop). De staalname gebeurt het beste op natuurlijk materiaal indien dit aanwezig is.

De **beoordelingsmethodologie** werd grondig aangepast t.o.v. 2004. We raden aan om te werken met de IPS-index.

Voor de diatomeeën zien we in de **spatiale** vergelijking geen belangrijke verschillen in soortenrijkdom, maar wel in hun samenstelling. De bovenloop vertoont globaal genomen hogere waarden voor een diatomeeën index (IPS) dan de benedenloop. De invloed van deze vijvers, waar de waterloop rechtstreeks doorheen stroomt, is waarneembaar en leidt tot een lagere kwaliteitsklasse. Over de **jaren** heen (maar dit is vooral ook een seizoenaal effect) wijzigen de diatomeeën wel in hun soortensamenstelling, maar de index (IPS) geeft aan dat

deze meestal in dezelfde ecologische toestand blijven. Een verbetering in de waterkwaliteit in de periode tussen 1998 en 2002 heeft niet geleid tot een verhoging in ecologische kwaliteit.

Voor de verhoging van de EQR is een verbetering van de waterkwaliteit van de vijvers nodig en raden we ook aan om de rechtstreekse invloed van de vijvers te verminderen.

Veel gebruikte afkortingen

Variables	Abbreviations	units
Ammonium	NH ₄ ⁺	mgN/ NH ₄ ⁺ /L
Nitrite	NO ₂ ⁻	mg N/NO ₂ ⁻ /L
Nitrate	NO ₃	mg N/NO ₃ ⁻ /L
Soluble reactive phosphate	SRP	mg P/L
Total phosphate	P _{tot}	mg P/L
Silicate	Si	mg SiO ₂ /L
Chloride	Cl ⁻	mg Cl ⁻ /L
Temperature	Temp	°C
Oxygen	O ₂	mg/L
Conductivity	Cond	μS.cm ⁻¹
Dissolved inorganic nitrogen	DIN	MgN/L
Detrented Correspondence Analysis	DCA	
Canonical Correspondence Analysis	CCA	

1. Inleiding

1.1 Doel van rapport

Dit rapport heeft verschillende doelstellingen.

Eenzijds is het een vervolg op een studie uitgevoerd in 2004 voor het BIM (Van Tendeloo *et al.*, 2004). Hierbij werd ondermeer een staalname methodologie en een beoordelingsmethode voor de ecologische staat van de Woluwe voorgesteld in het kader van de KaderRichtlijnWater 2000/60/EG. In dit rapport zullen deze methodes verder verfijnd en gevalideerd worden voor 2 organismegroepen (macrofyten en diatomeeën). Op basis hiervan zullen in de conclusie aanbevelingen gegeven worden voor de toepassing van de methode en over de periode van de staalname methode.

Voor de **macrofyten** zal ook een analyse gebeuren om de variabiliteit te bestuderen tussen verschillende jaren (1998, 2002, 2004, 2005 en 2006) en binnen 1 jaar (juli –september 2006). Hierbij zal specifiek aandacht gegeven worden aan de invloed van onweders op soortensamenstelling.

Voor de **diatomeeën** zal de abundantie en diversiteit over verschillende jaren (beginnende in 1998) bekeken worden waarbij staalname gebeurde in september, maart en juli. Hierbij zal de evolutietendens bestudeerd en besproken worden. Daarbij zal specifiek gekeken worden of er een verbetering is in de soortendiversiteit na het aanleggen van een aantal vijversystemen.

Tot slot zullen ook nog aanbevelingen genoteerd worden voor maatregelen om het maximaal ecologisch potentieel voor de beide organismegroepen voor de Woluwe te kunnen bereiken.

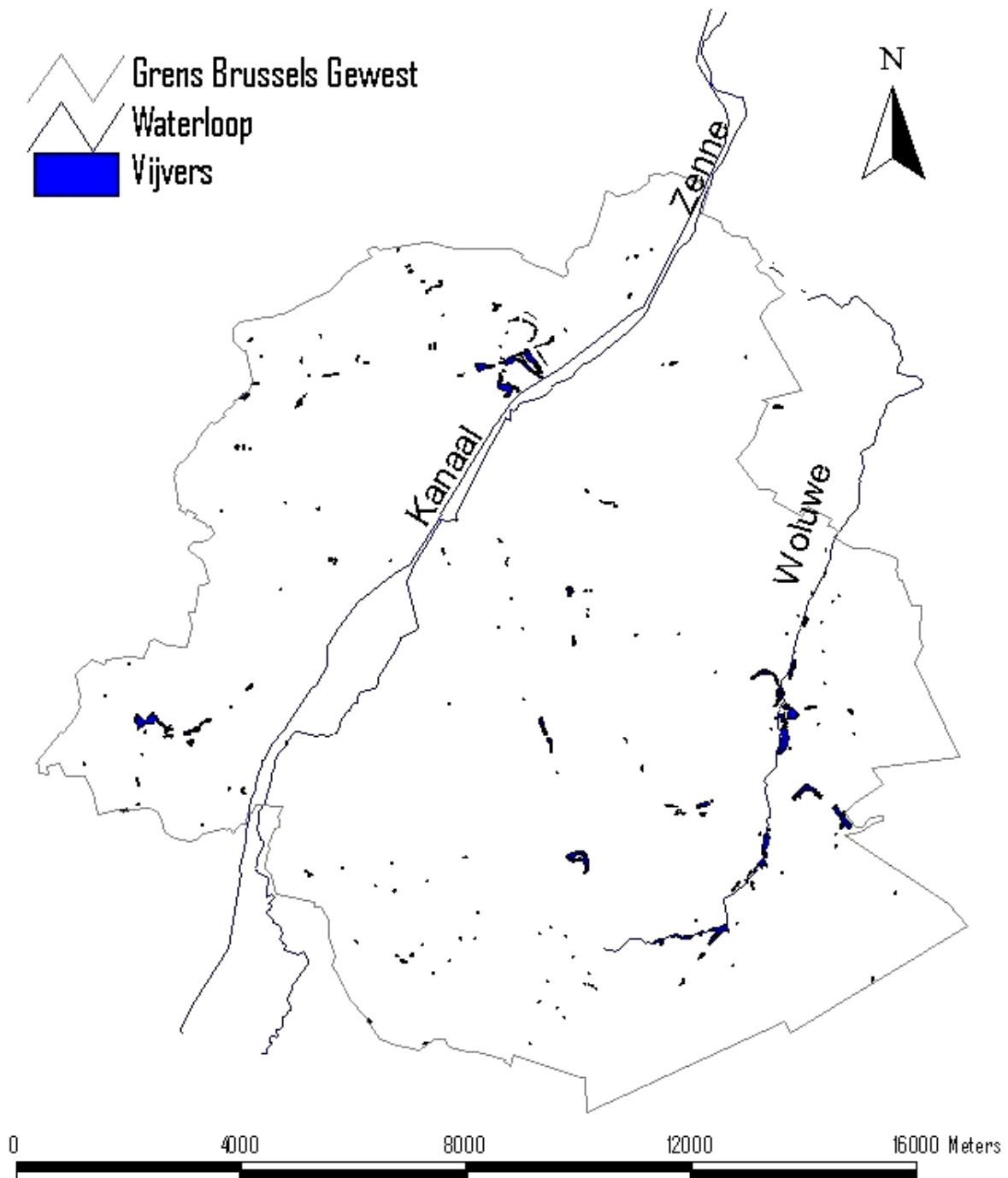
1.2 Beschrijving van het onderzoeksgebied (Woluwe)

Voor dit rapport wordt vooral het gedeelte van de Woluwe besproken dat zich binnen de grenzen van het Brussels gewest bevindt (zie figuur 1-1). In praktijk betekent dit voor de **macrofyten** enkel het bovengrondse gedeelte van de Woluwe vanaf de vijver in park Tenreuken tot aan Hof ter Musschen. Voor de **diatomeeën** worden er ook enkele punten in het Vlaams gewest besproken.

De Woluwe is volgens de KRLW een sterk gewijzigde waterloop. Voor de typologie van deze waterloop (zoals gevraagd door de KRLW), werd gekozen om de typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen te volgen. Voor het bepalen van deze typologie werd met systeem B van de KRLW gewerkt (Jochems *et al.*, 2002). De Woluwe wordt hierdoor geclassificeerd als een **soortenarme en mesotrofe "kleine beek"** (Triest, 2004).

Kleine beken worden door AMINAL (2002) beschreven als: "Kleine beken worden getypeerd door hun geringe breedte (<3m) en diepte (<1m). Het verval (minder dan 1%) is meestal hoger dan bij de grotere beken en rivieren. Ze vinden hun oorsprong in bronbeken en/of afstromend neerslagwater. Deze beken komen in bijna alle Vlaamse rivierbekkens voor. De kleine beken van de Antwerpse en Limburgse kempen behoren evenwel tot een ander waterlooptype aangezien de typische kenmerken van de Kempense bodem de waterkwaliteit zodanig beïnvloeden dat een aparte bespreking van de Kempense beken nodig is. De niet Kempense kleine beken die gevoed worden door bronbeken zullen een vrij constante temperatuur en vrij constant debiet hebben. Hun fysisch-chemische watersamenstelling zal nog karakteristieken behouden van de mineraalrijke bronbeken, maar zal door aanrijking met zuurstof en nutriënten een gevarieerde fauna en flora mogelijk maken. Beken die vooral door

afstromend regenwater gevoed worden, zullen armer zijn aan mineralen en minder constant qua temperatuur en debiet. De stroomsnelheid en het gehalte aan mineralen en meer specifiek aan calcium zal de samenstelling van de macro-invertebratenpopulatie beïnvloeden. Waar de stroomsnelheid hoger is, zullen meer stroominnende vissoorten voorkomen. Kleine beken hebben over het algemeen helder, voedselrijk stromend water met meestal voldoende lichtinval voor de ontwikkeling van waterplanten. Sommige beken hebben snelstromend water, andere eerder traagstromend, nog andere zullen periodiek droogvallen. Dat wordt weerspiegeld in de aquatische vegetatie."



Figuur 1-1 : Situering van de Woluwe binnen het Brussels Gewest.

2. Macrofyten

Definitie macrofyten:

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

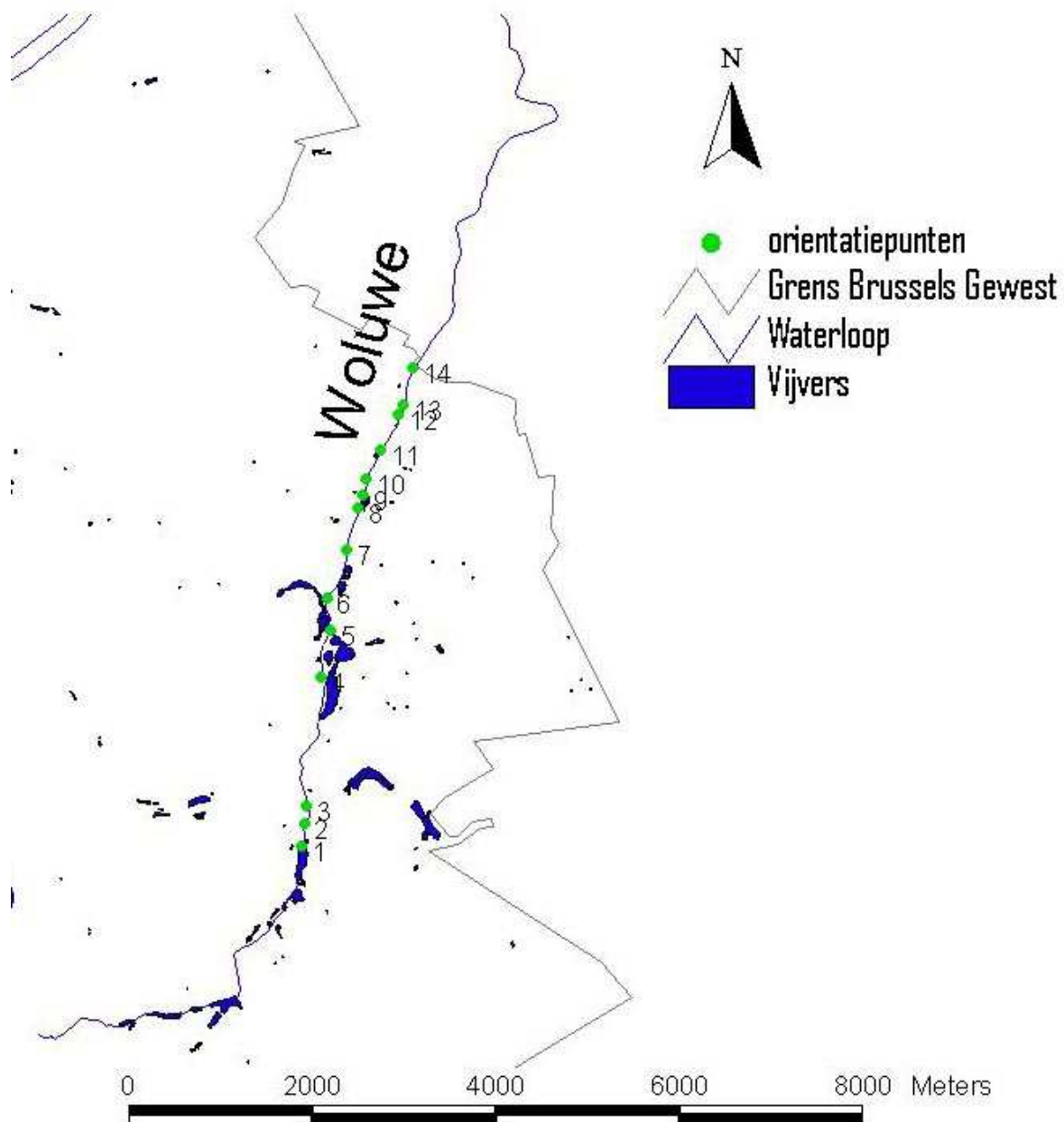
2.1 Monitoringspunten

Voor de **macrofyten** werd de volledige bovengrondse stroom in het Brussels gewest gemonitord (vanaf vijver in park Tenreuken tot aan Hof ter Musschen), d.i. een lengte van ongeveer 2 km 380 m.

Voor de resultatenverwerking en de bespreking wordt de stroom vaak onderverdeeld in verschillende sub-delen (zie tabel 2-1 en figuur 2-1). Deze zijn van elkaar gescheiden door ondergrondse gedeelten of door bruggen. Aangezien op het gedeelte POPU uiterst weinig macrofyten staan door de sterke beschaduwing, wordt dit niet altijd besproken. De niet besproken delen (bv. nr 3-4) zijn ofwel ondergronds ofwel een vijver.

Tabel 2-1: Sub-delen waarin de Woluwe opgedeeld wordt voor de resultaten verwerking. De coördinaten werden steeds in het midden van het stuk genomen. De nummers vermeld bij 'afkorting' verwijzen naar figuur 2-1.

Afkorting	Start/eind	10 m stukken (nrs)	Lengte	GPS-coördinaten
TENR (nr 1-2)	Vijver Tenreuken (Park Seny) tot aan brug Ch. Lemaire	1-22	230	X: 154322.43 Y: 166490.13
ABCP (nr 2-3)	Brug Ch. Lemaire tot aan Appelbloesemlaan - Clos des Pommiers fleuris (heraangelegd vanaf 2003)	23-36	130	X: 154363.38 Y: 166693.80
MELL (nr 4-5)	Woluwe tegenover de Mellaertsvijvers tot aan Tervurenlaan	37-78	410	X: 154551.42 Y: 168620.63
TBSO (nr 6-7)	Tegenover vijver in Park TerBronnen (Parc des Sources) tot aan de Stationsstraat	79-101	220	X: 154764.82 Y: 171964.93
MALS (nr 7-8)	Stroomafwaarts Stationsstraat naar Malou (Kunstmatig aangelegd deel vanaf 2002)	102-125	230	X: 154820.85 Y: 169749.99
MALP (nr 9-10)	Stroomopwaarts Malouvijver Park (Kunstmatig aangelegd deel vanaf 2002)	126-141	150	X: 154907.91 Y: 169971.02
LIND (nr 10-11)	Lindekensmaelmolen tot aan 'In de Kwak' (A. Vanderveldelaan)	142-165	230	X: 155065.06 Y: 170533.87
KWAK (nr 11-12)	In de Kwak' tot aan school 'Singellijn' (A. Chapelle aux champs)	166-202	360	X: 155238.61 Y: 170910.11
POPU (nr 12-13)	Populierenaanplant (erg beschaduwde zone)	203-212	90	X: 155387.22 Y: 171161.49
HTMU (nr 13-14)	Populieren aanplant tot aan Hof Ter Musschen	213-246	330	X: 155470.19 Y: 171509.83



Figuur 2-1: Situering van de sub-delen van de Woluwe voor macrofytenopname. Voor de verklaring van de cijfers en de benoemingen van delen zie tabel 2-1. Volgende stukken worden niet besproken aangezien ze ondergronds liggen: 3-4 en 5-6. Daarnaast wordt 8-9 niet besproken aangezien dit de vijver van het Maloupark is.

Foto's van de verschillende stukken zijn te vinden in bijlage 6.

2.2 Monitoring

De opnamen gebeurde in 1998, 2002, 2004, 2005 en 2006. Tijdens al deze jaren werden per 2 meter stukken de aan- en afwezigheid van de verschillende macrofytensoorten genoteerd en verwerkt naar 10m stukken waardoor steeds een frequentie gekend is tussen 0 en 5 (uitzondering hierop is een deel van de opname van 1998, hierbij is enkel aan of afwezigheid gekend in de 10m stukken).

In het rapport van 2004 (Van Tendeloo *et al.*, 2004) werd voor macrofyten monitoring in de Woluwe volgende methode voorgesteld.

Opname –methode (naar Van Tendeloo *et.al*, 2004):

- Er wordt gewerkt met monitoringseenheden van 100 meter die voor opname opgedeeld worden in 2 meter stukken. Bij de keuze van de opnameplaatsen moet rekening gehouden worden met het rivierbeheer, de helderheid van het water, de beschaduwing en de stroomsnelheid.
- Er wordt stroomopwaarts gewerkt om de zichtbaarheid niet te verminderen.
- Opname gebeurt zoveel mogelijk tot op soort waarbij eventueel exemplaren naar het laboratorium kunnen meegenomen worden voor verdere microscopische determinatie.
- Zowel hydrofyten als helofyten worden genoteerd, oeverplanten worden enkel opgenomen indien zij relevant zijn (kwelindicatoren).
- Exoten en aanplantingen worden mee opgenomen
- Driftmateriaal wordt niet mee opgenomen (aangezien in de Brusselse waterlopen veel driftmateriaal aanwezig is). Uitzondering hierop echter zijn drijvende macrofytsoorten zoals *Lemna* sp.
- Abundantie opgenomen via Tansley-schaal (zie bijlage 2).
- Opname gebeurt het beste in juni en in september. Er wordt best 2 maal per jaar gemonitord omdat in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest een beperkt aantal soorten aanwezig is en de optimumgroei en de abundantie (successie) van deze soorten verschilt.

Voor de opnames werd niet telkens de volledige methode gevolgd. Zo werd bv. wel telkens per 2 meter opgenomen, maar dit wordt verwerkt naar monitoringseenheden langer dan 100m (zie tabel 1, sub-delen). Opname tot op soort gebeurde nooit voor de Characeae (*Chara* sp. of *Nitella* sp.).

Abundantie werd enkel in 2004 opgenomen met de Tansley-schaal (enkel voor het laatste gedeelte van de stroom-HTMU). Dit gebeurde omdat de KRLW vraagt om zowel een opname van de samenstelling van de waterflora als van de abundantie. Abundantie kan echter op verschillende manieren geschat worden: densiteit, frequentie, bedekking, gecombineerde schalen zoals Braun-Blanquet-schaal en Tansleyschaal (Kent & Coker, 1992). Hierdoor kan de frequentie van de andere jaren als voldoende informatie beschouwd worden.

2.3 Beoordeling voor KRLW

Voor alle jaren worden de verschillende sub-delen beoordeeld met de beoordelingsmethode voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004). Het hoofdprincipe van deze methode werd behouden voor dit verslag, maar enkele kleine wijzigingen werden doorgevoerd. De methode van 2004 voor de Woluwe (in huidige situatie) wordt hier voorgesteld waarna de wijzigingen zullen besproken worden.

2.3.1 Methode 2004 (naar Van Tendeloo *et al.*, 2004)

Het voorgestelde multimetrische systeem van 2004 maakt voor de Woluwe gebruik van 6 variabelen en 1 index (zie tabel 2-2). De variabelen krijgen een eigen score (0-10) waardoor men een gemiddelde score kan berekenen. Dit gemiddelde bepaald de EQR (Ecological Quality Ratio) voor het deel van het waterlichaam.

Tabel 2-2: Variabelen en index met score verdeling van het beoordelingssysteem voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004).

Woluwe huidige situatie	
1. Vegetatiestructuur score (0-10)	
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)	0
Enkel één of meerdere emergente soorten (enkel aangeplant)	2
Enkel één submerse soort (spontaan)	4
Meer dan één submerse soort	6
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten	8
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend	10
2. Grondwaterafhankelijke soorten score (0-10)	
Geen kwelindicatoren	0
Één kwelindicatorsoort	2
Twee kwelindicatorsoorten	6
Meerdere kwelindicatorsoorten	10
3. Totale abundantie score grondwaterafhankelijke planten (0-10)	
Geen grondwaterafhankelijke waterplanten	0
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten laag en sporadisch	2
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent	6
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant	10
4. Totale abundantie score submerse waterplanten (0-10)	
Geen submerse waterplanten	0
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch	2
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent	6
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant	10
5. Reproductie score voor hydrofyten (submers + drijvend) (0-10)	
Geen macrofyten	0
Enkel vegetatief vermeerderende taxa	2
Enkel soorten die vegetatief (desgevallend facultatief sexueel) vermeerderen	4
Ten minste 1 soort die tweehuizig, meerjarig is	6
Ten minste 1 soort die éénhuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	8
Ten minste 1 soort die tweehuizig, éénjarig is (verplicht zaad) of oösporen	10
6. Totale abundantie score helofyten (0-10)	
Geen watergebonden oeverplanten	0
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch	2
Bedekkingsgraad van oever frequent	6
Bedekkingsgraad van oever abundant	10
A. Trofiescore hydrofyten (GIS)	

In bijlage 3 worden de macrofytensoorten aanwezig in de Woluwe geklasseerd volgens de categorieën die in tabel 2-2 vermeld staan (submers, emers, kwelindicator, helofyt,..)

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

Tabel 2-3: Klassenindeling voor de vooropgestelde methodologie, gebaseerd op een vergelijking op basis van beschikbare en gesimuleerde macrofyten opnames (Van Tendeloo *et al.*, 2004).

Metrieken	Gemiddelde	Grenzen	EQR
MEP (maximum ecologische potentieel)	10	10	1
GEP (goed ecologische potentieel)	≥7	≥7	≥0.7
M (matig)	3≤x<7		0.3≤x<0.7
O (ontoereikend)	1≤x<3		0.1≤x<0.3
S (slecht)	<1		<0.1

2.3.2 Aanpassingen t.o.v. methode 2004

In de methode werd 1 grote verandering aangebracht. I.p.v. de GIS-index werd er gebruik gemaakt van de **IBMR-index**. In 2004 werd er geopteerd voor de GIS-index aangezien deze trofiescores voor hydrofyten had en de IBMR enkel voor oeverplanten. De IBMR-index is nu echter beter aangezien de IBMR-indicator lijst recent werd bijgewerkt waardoor deze nu zowel hydrofyten als oeverplanten bevat (Haury *et al.*, 2006). Voor meer uitleg i.v.m. de IBMR (Indice Biologique Macrophytes en Rivières, 2006, AFNOR T90-395) zie bijlage 4.

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

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

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

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

Daarnaast wordt ook een vereenvoudigde methode voorgesteld: de **MMRB** (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of brussels 2006). Deze maakt geen gebruik de trofiescore (IBMR of GIS) en met wijze van reproductie omdat deze te weinig differentiëren (zie ook 2.6).

2.4 Resultaten: temporele variabiliteit (1998-2006)

De studie van de variabiliteit tussen verschillende jaren gebeurt aan de hand van een DCA en een CCA (deze methoden worden beknopt uitgelegd in bijlage 5). Daarnaast wordt het soortenaantal en enkele afzonderlijke soorten besproken.

2.4.1 Multivariate analyse van de macrofyten inventarisatie en omgevingsvariabelen.

Methodologie en sites

De frequenties van de macrofyten per site (een strook van 100 m en langer, overeenkomstig met de codes A-J in de figuren) en per jaar (_98 tot _06J en 06S; J = juni en S = september) vormden de basis als soortenmatrix voor de multivariate analyse.

Tabel 2-5 : Codering voor de verschillende sub-delen en jaren van de Woluwe gebruikt in de multivariate-analyse. De staalname gebeurde telkens in september, uitzondering hierop is 2006 waarbij tijdens 2 maanden opname gebeurde (juli en september).

HTMU	POPU	KWAK	LIND	MALP	MALS	TBSO	MELL	ABCP	TENR
J_98	I_98	H_98	-	-	-	D_98	C_98	B_98	A_98
J_02	I_02	H_02	G_02	F_02	E_02	D_02	C_02	B_02	A_02
J_04	I_04	H_04	G_04	F_04	E_04	D_04	C_04	B_04	A_04
J_05	I_05	H_05	G_05	F_05	E_05	D_05	C_05	B_05	A_05
J_06J	I_06J	H_06J	G_06J	F_06J	E_06J	D_06J	C_06J	B_06J	A_06J
J_06S	I_06S	H_06S	G_06S	F_06S	E_06S	D_06S	C_06S	B_06S	A_06S

Soortenmatrix

Volgende soorten (en hun gestandaardiseerde afkortingen) werden beschouwd:

Algen: Fil_alg (= filamenteuze algen zoals Spirogyra sp.), Vau_dic, Nitella,

Pterofyten: Equ_pal, Equ_tel

Bloemplanten: Cal_obt, Cer_dem, Elo_nut, Pot_cri, Pot_pec, Pot_pus, Zan_pal, Aco_cal, Ber_ere, Calt_pal, Car_rem, Epi_hir, Epi_tet, Gal_pal, Gly_max, Imp_gla, Juncus, Lot_pen, Lyc_eur, Lyt_sal, Men_aqu, Myo_sco, Nas_off, Pet_hyb, Phr_aus, Pol_amp, Ran_sce, Rum_hyd, Rum_pal, Sci_syl_, Scr_aur, Sol_dul, Ver_ana, Ver_bec, Hyd_mor, Lemna, Nym_pel, Ric_flu, P_Ali_pla, P_Car_pen, P_Iri_pse, P_Sag_sag, P_Sci_lac, P_Typ_lat, Ali_pla. Het prefix P_ geeft aan dat deze soorten werden aangeplant volgens een landschapsplan.

Matrix met omgevingsvariabelen

Ecologische kwaliteit volgens macrofyten indices en diatomeeën indices :

MTR (Mean Trophic Rank), GIS (Groupe d'intérêt scientifique macrophytes, France 1994), IBMR (Indice Biologique Macrophytes en Rivières, 2006, AFNOR T90-395), MMRB (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels 2006), IPS (Indice de polluo-sensibilité), IBD (Indice Biologique Diatomées), TDI (Trophic Diatom Index).

Omgevingskwaliteit, relevant voor macrofyten:

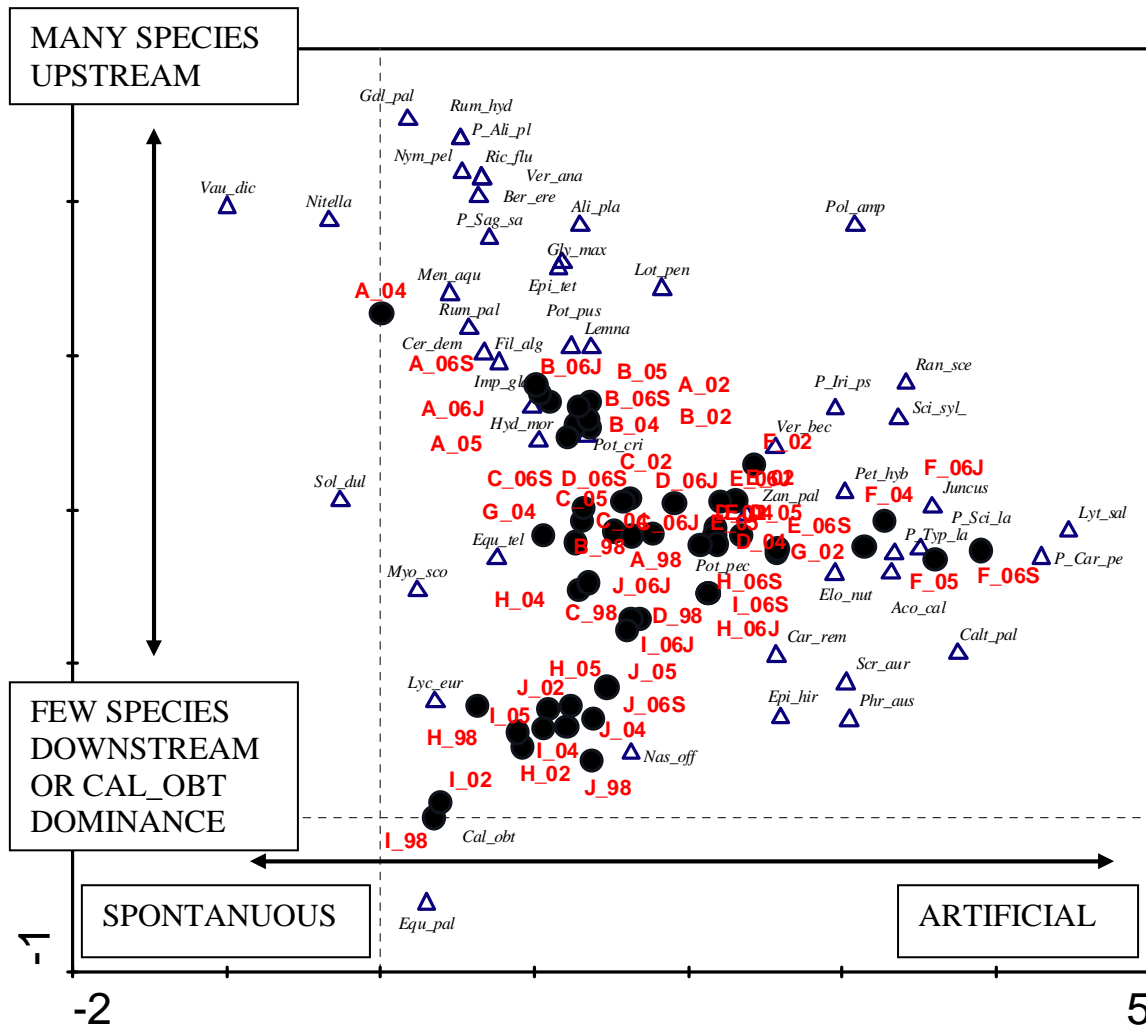
SH (beschaduwning door bomen), NEW (nieuwe artificiële waterloop), RES (gerestaureerde bedding), RUD (Ruderale oevervegetatie gedomineerd door *Urtica* en *Rubus*), SUB (Substraat geschiktheid, van zandig tot stenig), POND (afstand tot de overloop van een vijver).

Waterkwaliteit: NH₄, NO₂, NO₃, DIN, SRP, P_{tot}, Si, Cl, Temp, DO, pH, Cond, BOD

DCA (Detrended Correspondence Analysis) van soorten en sites

Een DCA (hierbij worden de milieuvariabelen niet meegenomen in de berekeningen) van 50 soorten in 54 sites (periode 1998-2006) had volgende eigenschappen:

Assen	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenwaarde	0.489	0.31	0.15	0.112	2.962
Lengte van de gradiënt	3.897	3.284	2.511	2.478	
Cumulatief % variatie van de soorten data	16.5	27	32	35.8	



Figuur 2-2 : DCA van soorten (Δ) en sites (\bullet). Verklaring van de afkortingen zie tabel 2-5. Nul-as aangeduid met -----

De DCA (figuur 2-2) geeft volgens de eerste as een duidelijke groepering van sites die nieuw aangelegd werden met veel aanplantingen (E & F = stroomopwaarts Malouvijver). Volgens de tweede as is een gradiënt naargelang de soortenrijkdom, met meer soorten in de stroomopwaartse sites (A, B, C = respectievelijk Tenreuken, Appelbloesemlaan en t.o.v. Mellaertsvijver) en een mindere soortenrijkdom (H en I = vanaf "In de Kwak") en een

Callitriche obtusangula gedomineerde situatie (J=aan "Hof ter Musschen"). Deze sites, stroomafwaarts van de Malouvijver zijn ook gedomineerd door *Nasturtium officinale*. Voor deze DCA verklaren de eerste 2 assen evenwel maar 27% van de totale variatie. Een gradient lengte van 3.897 maakt een CCA aanbevolen voor verdere verklarende analyse.

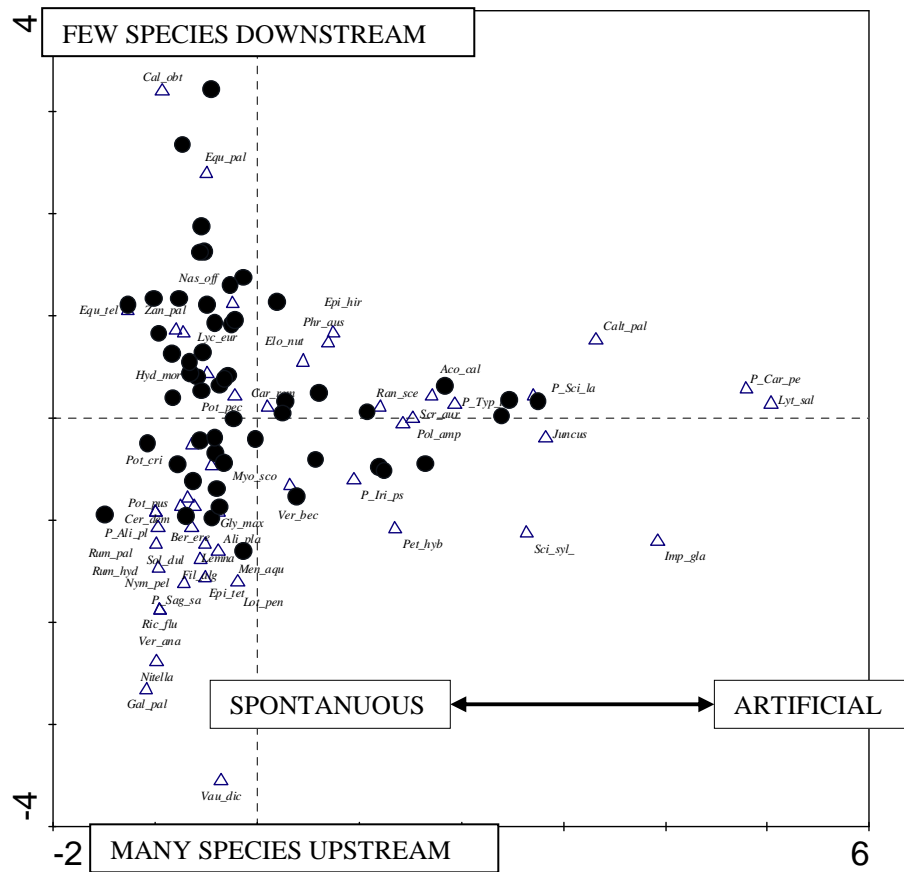
CCA (Canonical Correspondence Analysis) van soorten, sites en omgevingsvariabelen

Een CCA (hierbij worden de milieuvariabelen wel meegenomen in de berekeningen) van 50 soorten in 54 sites (periode 1998-2006) en voor 26 omgevingsvariabelen had, na "forward selection" en 599 permutaties, volgende eigenschappen:

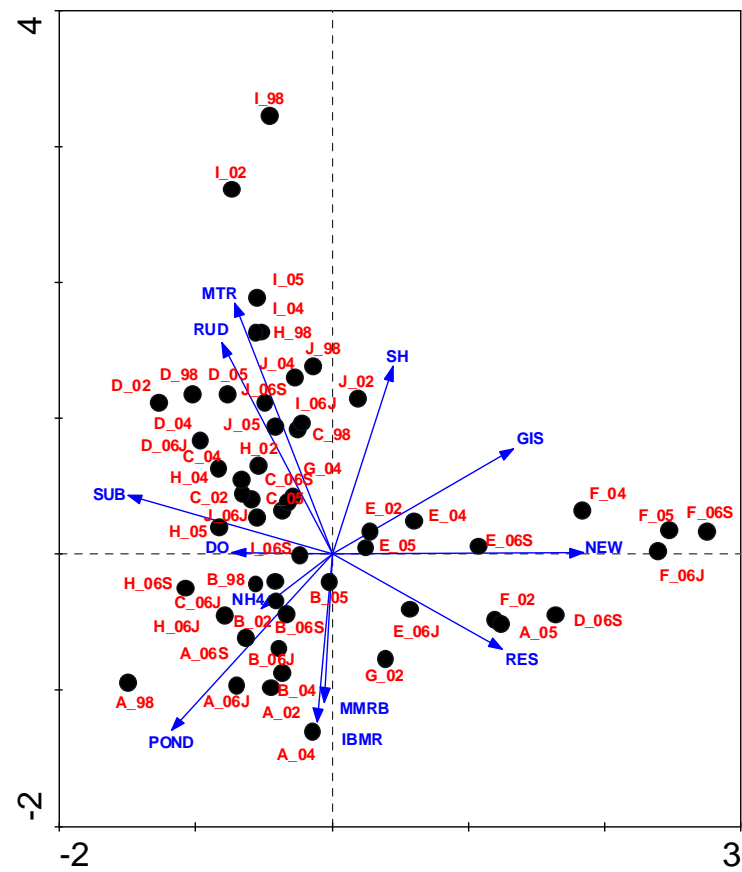
Assen	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenwaarden	0.417	0.366	0.197	0.136	2.54
Soort-milieu correlatie	0.949	0.956	0.897	0.928	
Cumulatief % variatie van de soorten data	16.4	30.8	38.6	43.9	

Figuur 2-3 toont de soorten en sites op deze CCA. We zien volgens de eerste as (horizontaal) een duidelijke groepering van sites die nieuw aangelegd werden met veel aanplantingen en volgens de tweede as (vertikaal) een gradient volgens de soortenrijkdom. Dit komt overeen met de geobserveerde gradiënten in de DCA. Deze eerste 2 assen van deze CCA verklaren evenwel maar 30.8% van de totale variatie en hebben een lage eigenwaarde.

Dezelfde CCA, maar nu met de omgevingsvariabelen aangegeven (en soorten weggelaten om het overzicht te bewaren) is te zien in figuur 2-4. Hierbij zien we ook volgens de eerste as een duidelijke groepering van sites die nieuw aangelegd werden met veel aanplantingen (E & F = stroomopwaarts Malouvijver). Deze as heeft als verklarende variabelen in de positieve richting: NEW & RES = nieuw aangelegde waterloop met gerestaureerde bedding; in de negatieve richting SUB = geschiktheid van substraat voor macrofyten, en DO = opgeloste zuurstof. Volgens de tweede as is een gradient naargelang de soortenrijkdom, met meer soorten in de stroomopwaartse sites (A, B, C = respectievelijk Tenreuken, Appelbloesemlaan en t.o.v. Mellaertsvijver) gecorreleerd met een hogere ecologische kwaliteit (IBMR en MMRB indicator waarde) en de nabijheid van een vijver (POND) en met minder soorten stroomafwaarts (H, I, J = vanaf "In de Kwak" tot aan "Hof ter Musschen") door beschaduwing (SH), verruiging van de oevers met ruderaal soorten (RUD) en een lagere ecologische kwaliteit (positieve correlatie met de Mean Trophic Rank index).



Figuur 2-3 : Een CCA van soorten, sites en omgevingsvariabelen. Om een goed overzicht te behouden worden op deze figuur enkel de soorten (Δ) en sites (●) getoond. Figuur 2-4 toont dezelfde CCA, maar dan met de sites en de omgevingsvariabelen. Verklaring van de afkortingen zie tabel 2-5. Nul-as aangeduid met -----



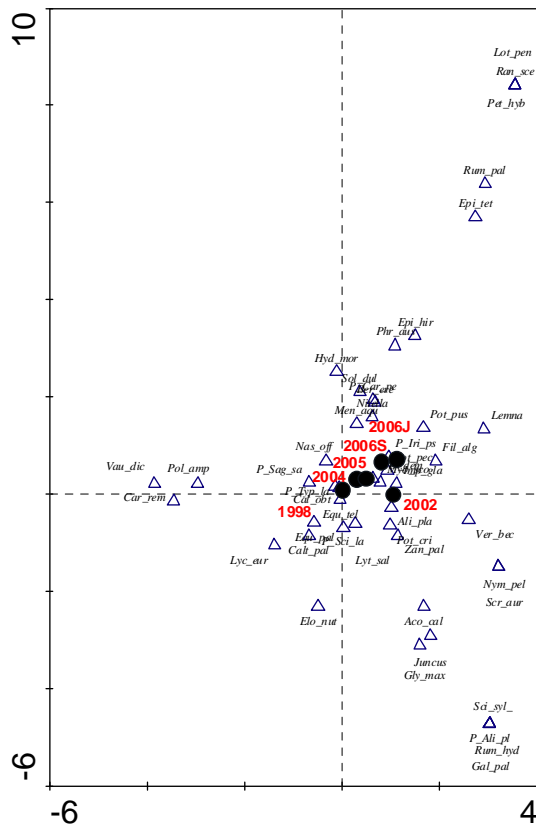
Figuur 2-4 : Een CCA van soorten, sites en omgevingsvariabelen. Om een goed overzicht te behouden worden op deze figuur enkel de sites (●) en de omgevingsvariabelen getoond. Figuur 2-3 toont dezelfde CCA, maar dan met de sites en de soorten. Verklaring van de afkortingen zie tabel 2-5. Nul-as aangeduid met -----

DCA (Detrended Correspondence Analysis) van soorten en hun frequentie per jaar.

Een DCA (figuur 2-5) van soorten en hun frequentie per jaar geeft een korte maar duidelijke gradiënt van sites volgens periode, met 2002 als een afwijkend jaar (dit is net na de heraanleg en herstel van 2 rivierstroken).

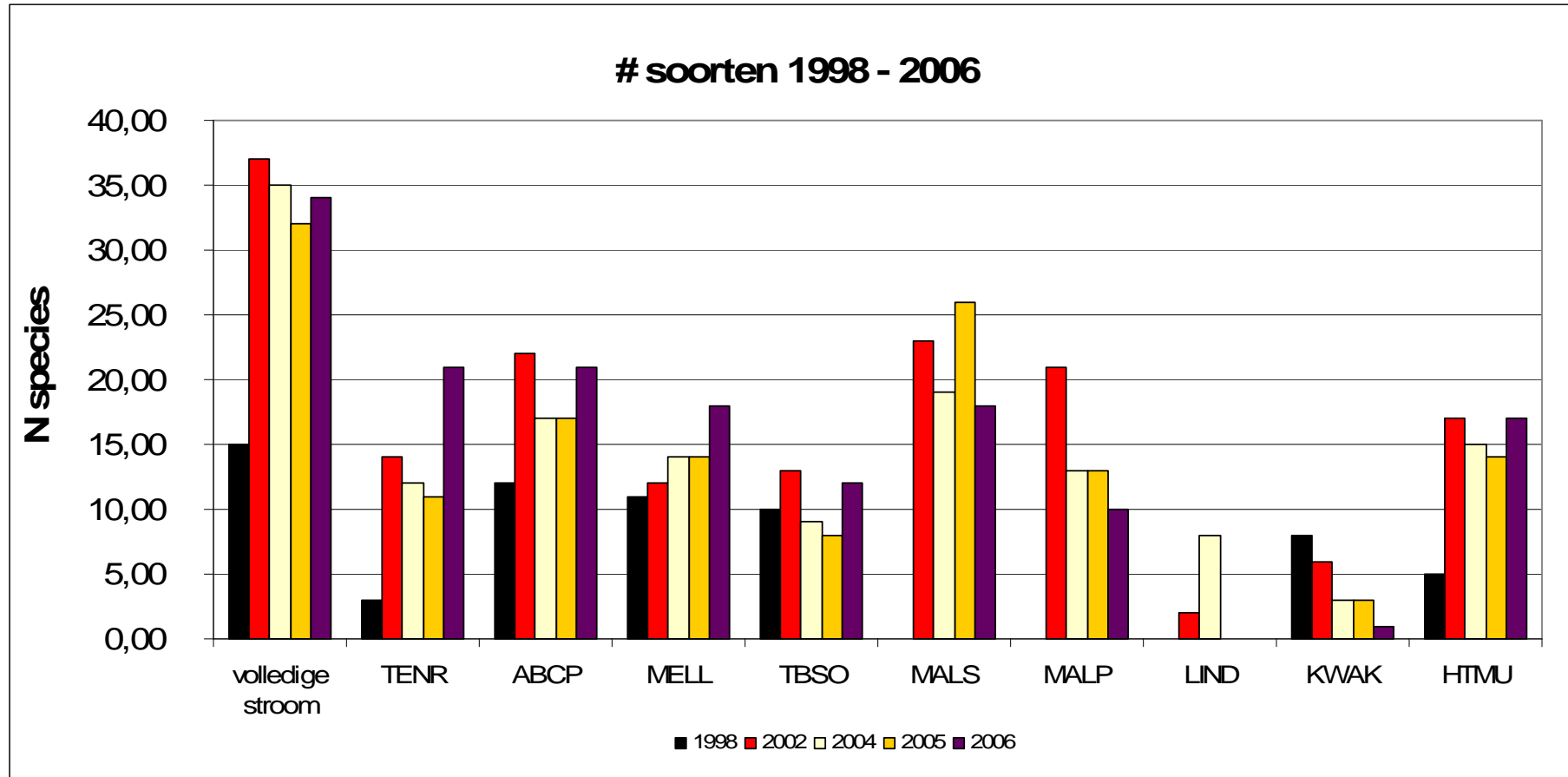
De DCA van 49 soorten op 6 tijdstippen (periode 1998-2006) had volgende eigenschappen:

Assen	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenwaarde	0.115	0.038	0.004	0.002	0.326
Lengte van de gradiënt	1.118	0.716	0.716	0.716	
Cumulatief % variatie van de soorten data	35.2	46.8	47.9	48.4	



Figuur 2-5 : DCA van soorten (Δ) en hun frequentie per jaar. Locaties worden aangeduid met ●.

2.4.2 Soortenaantallen en specifieke soorten bekeken



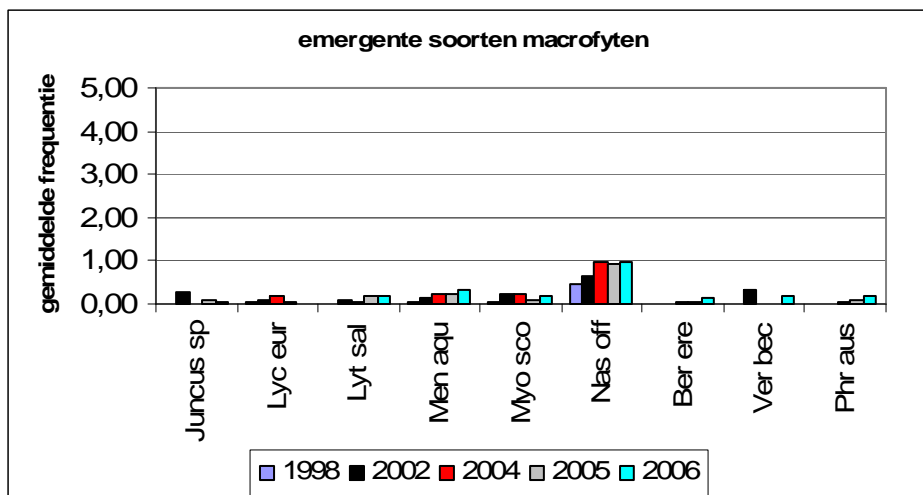
Figuur 2-6: Aantal soorten macrofyten over de volledige stroom en in de verschillende deeltrajecten in september 1998, 2002, 2004, 2005 en 2006.

Figuur 2-6 geeft weer dat de soortenaantallen van de verschillende stukken over de jaren schommelingen hebben ondergaan. Het gedeelte POPU wordt hier niet bekeken aangezien daar door sterke beschaduwning bijna geen macrofyten groeien.

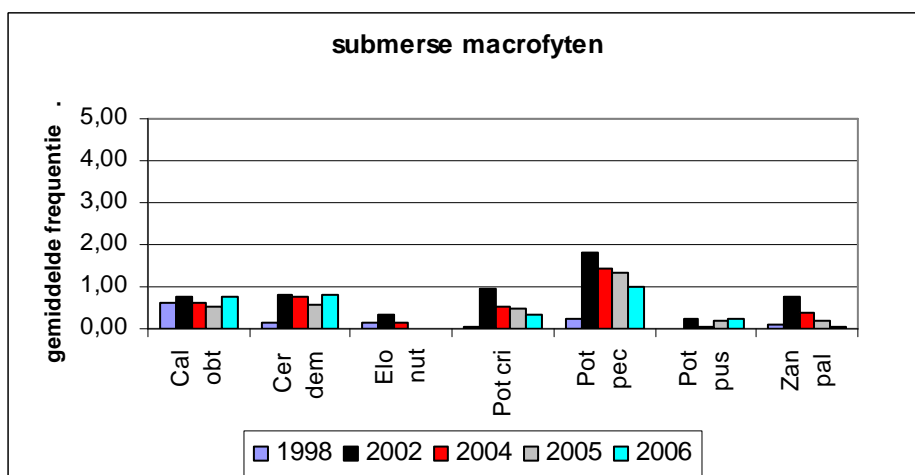
Het gedeelte KWAK is duidelijk minder soortenrijk waarbij er ook een daling te zien is in het soortenaantal sinds 1998. Dit is mogelijk te verklaren doordat de beschaduwning van dit stuk sterker geworden sinds 1998 en dit een beperkende factor voor macrofytengroei is.

Bij het stuk TENR en ABCP zien we een opmerkelijke stijging tussen 1998 en 2002. Deze is te verklaren doordat er in 2002 herstellingswerken uitgevoerd zijn aan deze stukken waarbij aanplantingen gebeurd zijn (zie ook foto's in bijlage 6).

De verschillende klassen hebben elk hun eigen patroon van gemiddelde frequentie. In figuur 2-7 en 2-8 wordt dit voor alle submerse en de meest voorkomende emergente soorten weergegeven. *Nasturtium officinale* heeft duidelijk de hoogste gemiddelde frequentie bij de emerse soorten. Bij de submerse soorten is dit *Potamogeton pectinatus*.



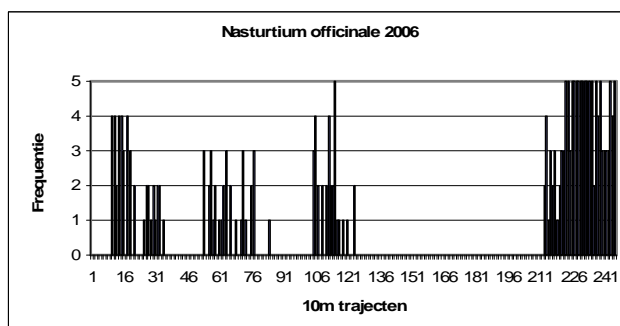
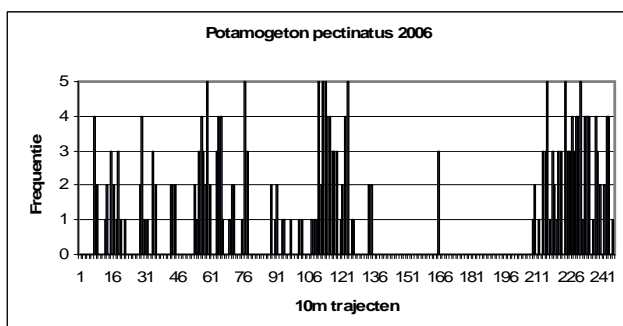
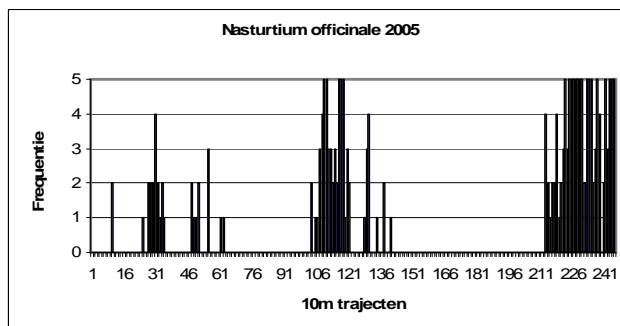
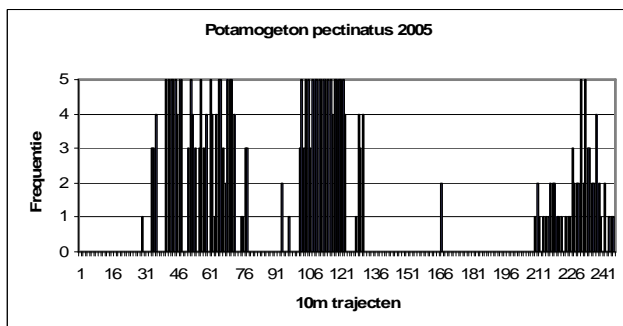
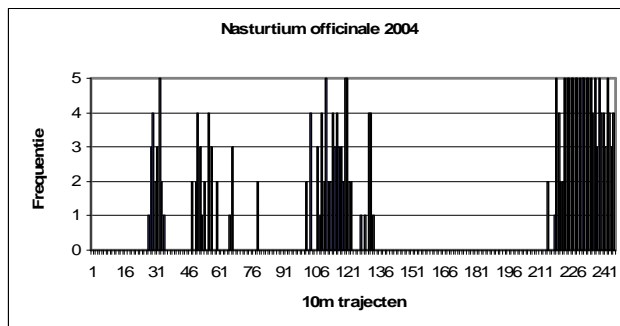
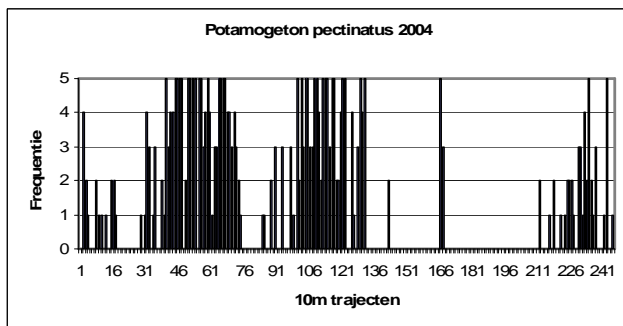
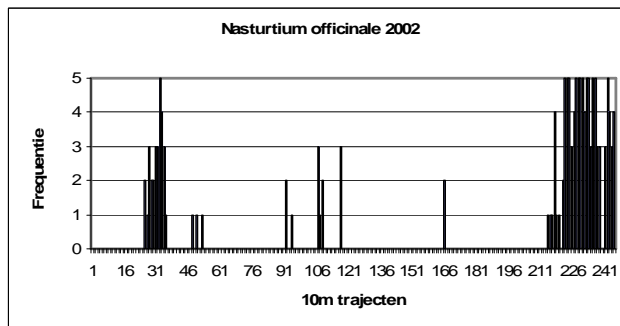
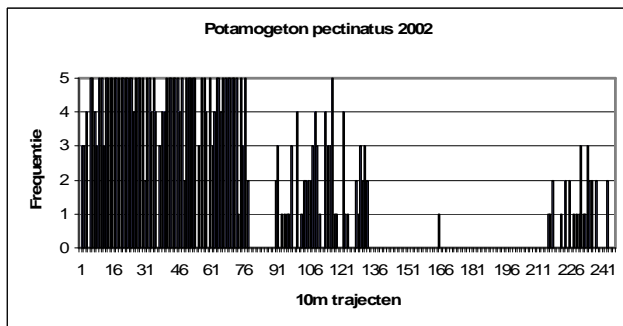
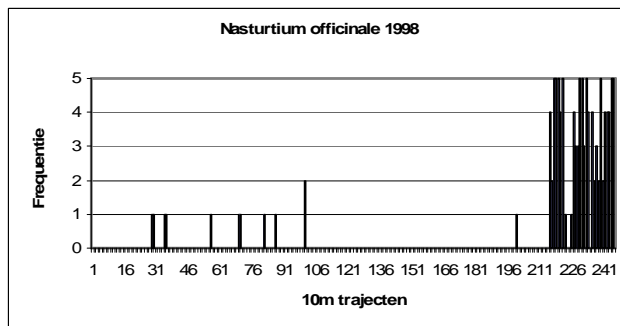
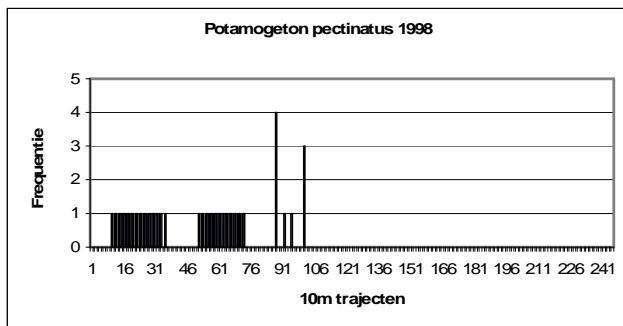
Figuur 2-7: Gemiddelde frequentie voor de volledige stroom van de meest voorkomende emerse soorten



Figuur 2-8 : Gemiddelde frequentie voor de volledige stroom van alle voorkomende submerse soorten

Figuur 2-8 toont aan dat de gemiddelde frequentie van *Potamogeton pectinatus* gedaald is tussen 2002 en 2006. Bij het bekijken van de frequenties per 10 meter voor deze soort (figuur 2-9) merken we dat deze vooral verminderd in het eerste gedeelte van de stroom (ter hoogte van vijver Park Tenreuken). Deze daling is niet te verklaren met de huidige gegevens.

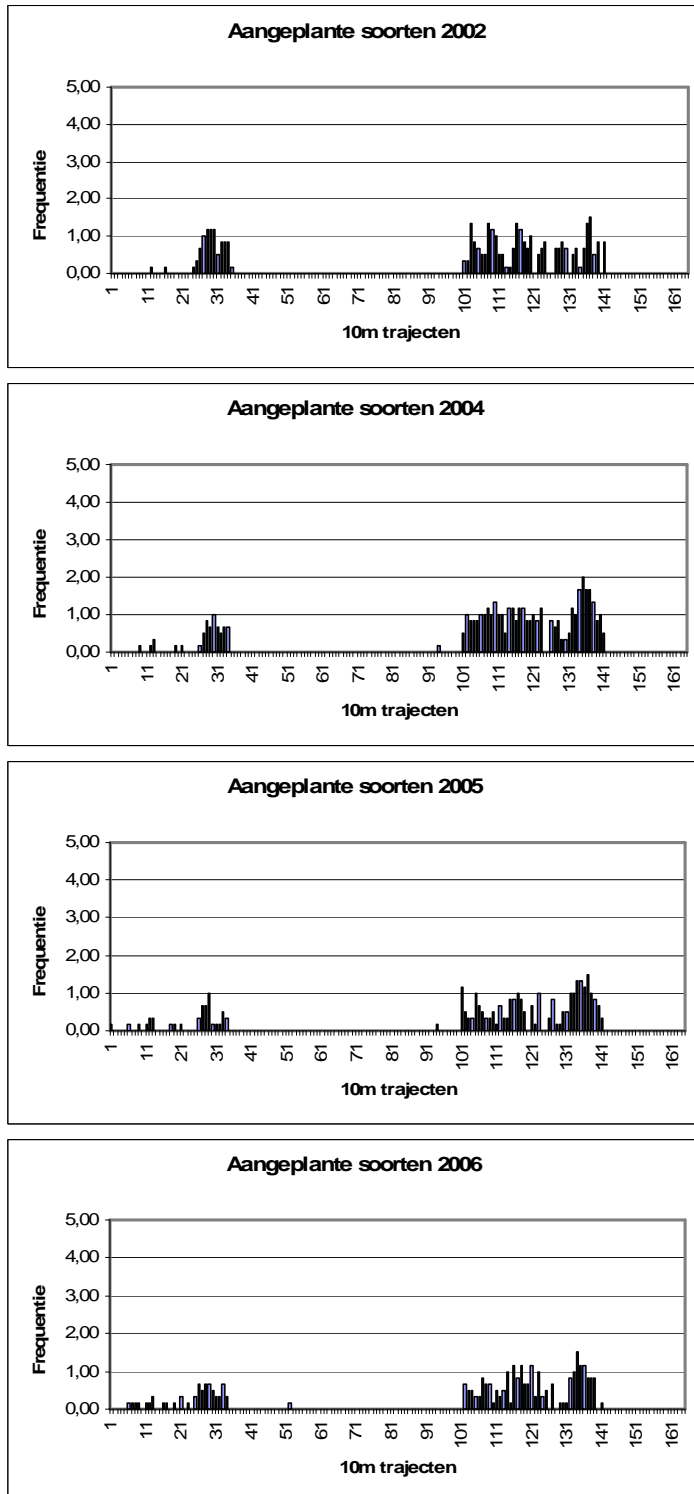
Voor *Nasturtium officinale* is duidelijk te zien (figuur 2-10) dat deze soort oorspronkelijk vooral dominant was op het einde van de stroom ter hoogte van Hof ter Musschen, maar dat deze in de loop der jaren ook in de meer stroomopwaartse gedeelten belangrijker geworden is.



Figuur 2-9: Frequentie per 10m voor volledige stroom voor *Potamogeton pectinatus*. Opm.: voor 1998 is voor het eerste gedeelte (1-90) enkel de aan-en afwezigheid gekend en niet de frequentie.

Figuur 2-10: Frequentie per 10m voor volledige stroom voor *Nasturtium officinale*. Opm.: voor 1998 is voor het eerste gedeelte (1-90) enkel de aan-en afwezigheid gekend en niet de frequentie.

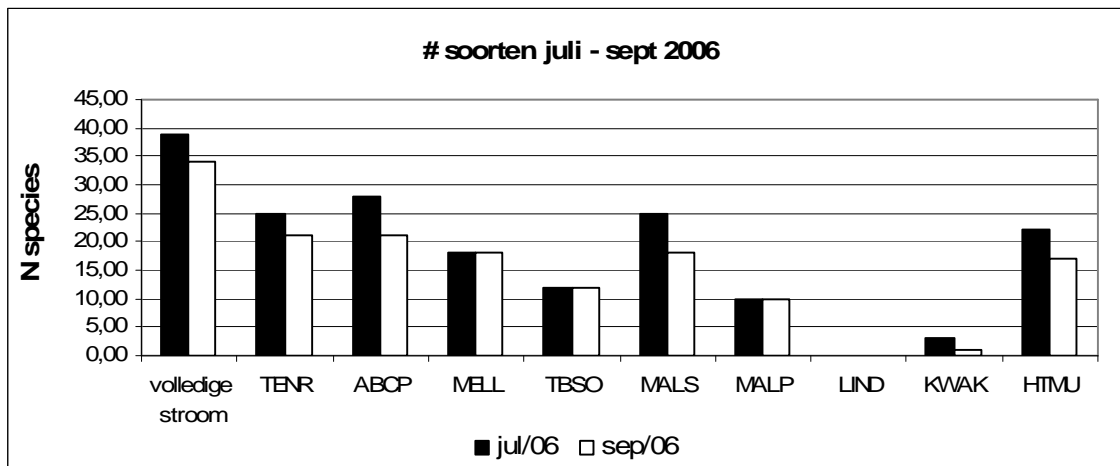
Voor het eerste stuk (nr. 1-166) werden de aangeplante soorten beschouwd als 1 groep en werd hier de frequentie van voorkomen bekeken (figuur 2-11) na aanplanting in 1998. De aanplantingen vertonen weinig dynamiek aan oppervlakte, het aantal 10 meter stukken waarin ze voorkomen blijft ongeveer gelijk. Als we de frequenties bekijken zien we dat er na het aanplanten in 2002 een lichte stijging naar 2004, maar in 2005 en 2006 daalt de frequentie hiervan.



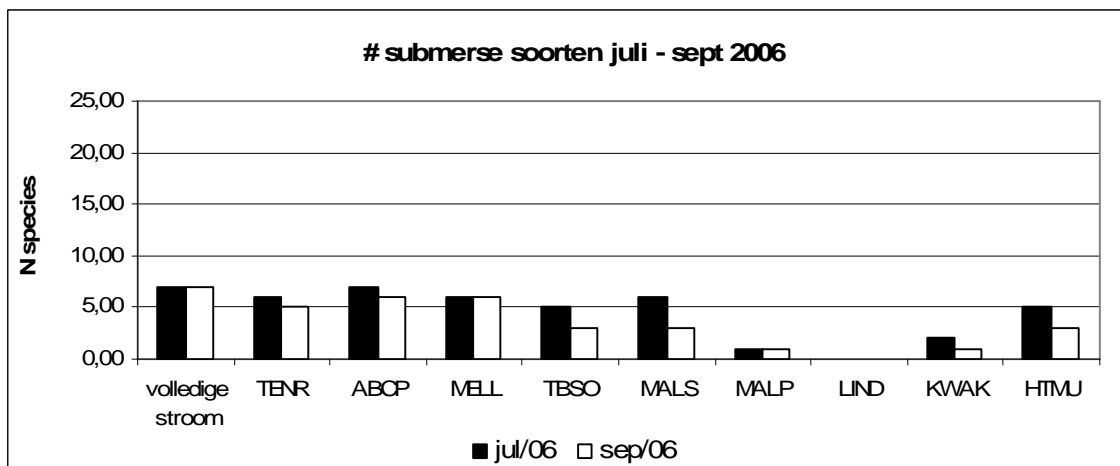
Figuur 2-11 : Frequentie per 10m voor een deel van de stroom voor de aangeplante soorten.

2.5 Vergelijking juli – september 2006

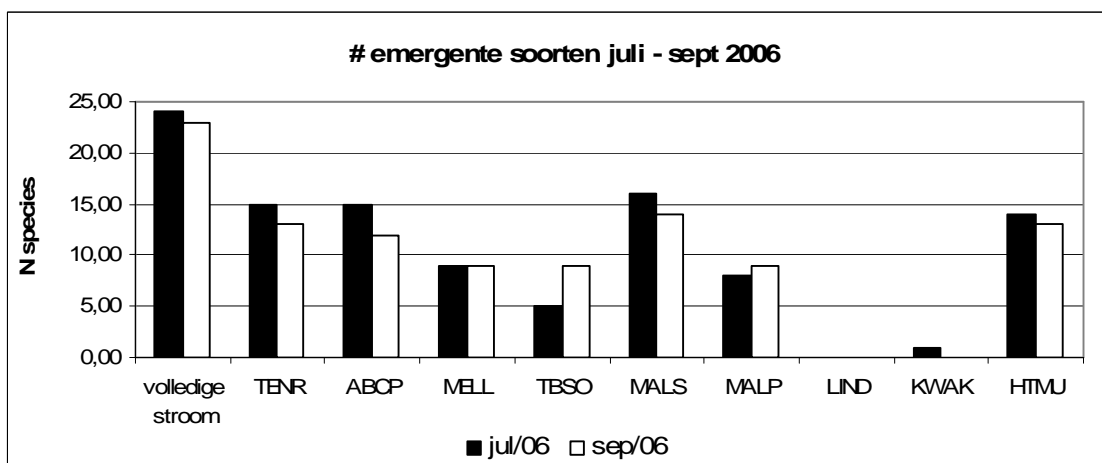
2.5.1 Soortenaantal



Figuur 2-12: Aantal soorten macrofyten over de volledige stroom en in de verschillende deeltrajecten in juli en september 2006.



Figuur 2-13: : Aantal submerse soorten in de volledige stroom en in de deeltrajecten in juli en september 2006.



Figuur 2-14: Aantal submerse soorten in de volledige stroom en in de deeltrajecten in juli en september 2006.

Voor de volledige stroom (figuur 2.12) zien we een daling in het aantal soorten tussen juli en september (resp. 39 t.o.v. 34). Als we de verschillende deeltrajecten bekijken dan zien we dat vooral de delen TENR, ABCP, MALS en HTMU een daling in het aantal soorten hebben ondergaan tussen juli en september.

In het gedeelte LIND en KWAK zijn bijna geen of geen soorten aanwezig door de sterke beschaduwing en ongeschikte substraten voor macrofyten.

Als we de submerse en emergente soorten gescheiden bekijken (figuur 2.13 en 2.14), zien we dat in MALS zowel de submerse als emergente soorten dalen. Bij Ter Bronnenpark (TBSO) dalen de submerse soorten duidelijk terwijl de emergente soorten stijgen. Als we de nieuwe emergente soorten meer in detail bekijken zien we echter dat deze alle in zeer lage frequentie voorkomen (tabel 2-6), dit doet vermoeden dat enkele in juli niet genoteerd werden hoewel wel aanwezig (sampling error).

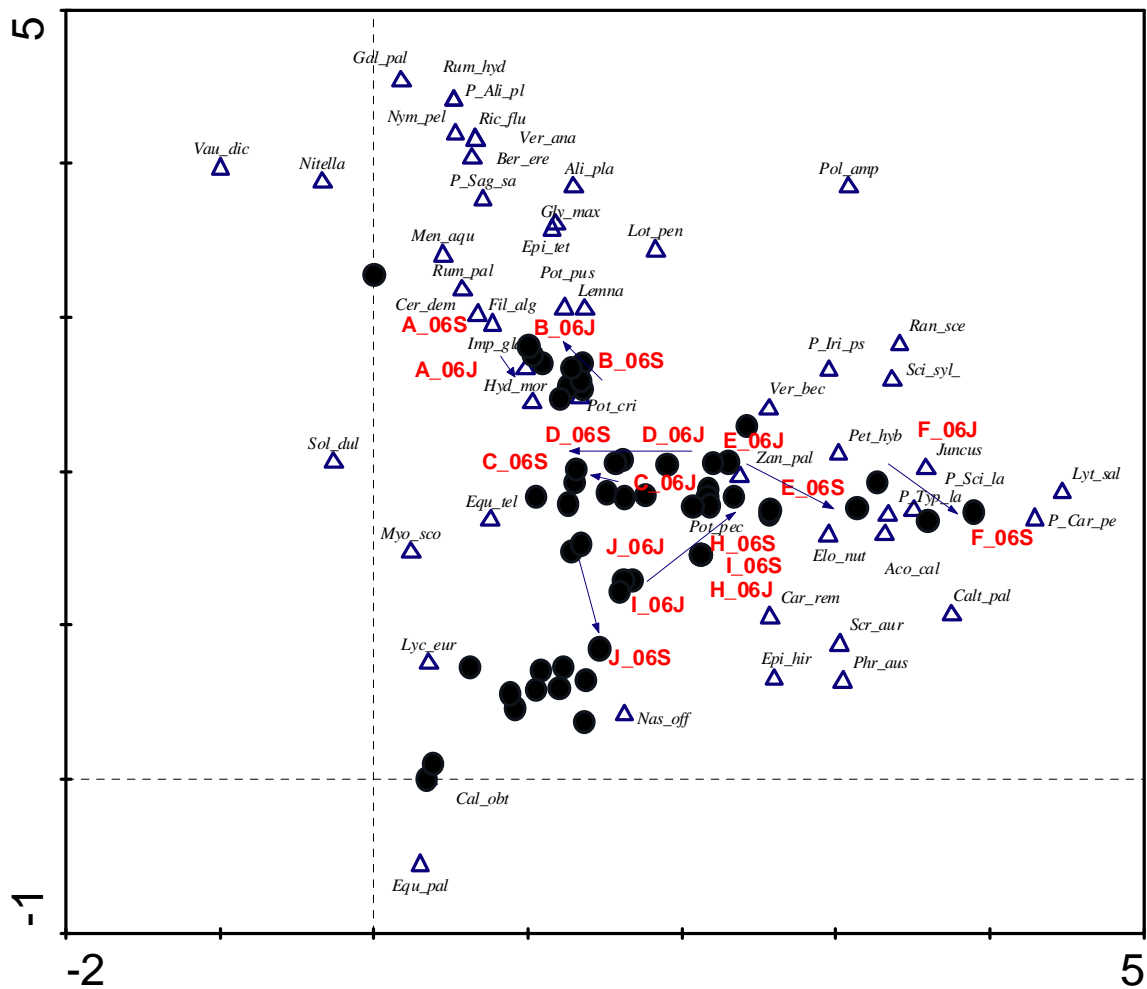
Tabel 2-6 : soorten die in TBSO aanwezig waren in september 2006 maar niet in juli 2006.

Soort	Frequentie aanwezig
Mentha aquatica	0,26
Epilobium hirsutum	0,26
Impatiens glandulifera	0,09
Berula erecta	0,09
Phragmites australis	0,04
Juncus sp	0,04

In het volgende gedeelte zullen de 4 delen met duidelijke daling in soortenaantal (TENR, ABCP, MALS en HTMU) in detail (10meter stukken) besproken worden. Ook TBSO zal afzonderlijk besproken worden door het patroon in submerse en emergente soorten.

2.5.2 Multivariate analyse

Als we uit de DCA van soorten en sites (figuur 2-2) de positie van de sites in juni 2006 en september 2006 (respectievelijk voor en na de hevige regenval tijdens de maand augustus) selecteren en het positieverschil aanduiden met een pijl, dan is het duidelijk dat de macrofyten samenstelling in meerdere sites een wijziging heeft ondergaan die even groot kan zijn als het verschil tussen de jaren (figuur 2-15).



Figuur 2-15 : DCA van soorten (●) en sites (Δ) voor de maanden juli en september 2006. Verklaring van de afkortingen zie tabel 2-5. Nul-as aangeduid met -----

Er is slechts een kleine wijziging in samenstelling in de soortenrijke delen A & B (net na de vijver van Tenreuken). Hiervoor is in figuur 2-16 en 2-17 echter duidelijk te zien dat er wel een duidelijk verschil is in frequentie voor *Potamogeton pectinatus*.

In de samenstelling is er een grotere wijziging in de meer stroomafwaartse gedeelten. Namelijk sites C & D met een lagere abundantie van submerse soorten, respectievelijk *Potamogeton pectinatus* en *Zannichellia palustris*.

Sites E & F hebben eveneens een lagere frequentie van submerse taxa, maar behouden de aangeplante oevervegetatie (dus hebben in september 2006 een relatief hoger aandeel).

De meer beschaduwde sites H & I (met lokaal enkele open plekken voor begroeiing) verliezen de aanwezigheid van submerse soorten zoals *Callitriche obtusangula* en *Potamogeton crispus* of verlagen in frequentie (vb. *Potamogeton pectinatus*).

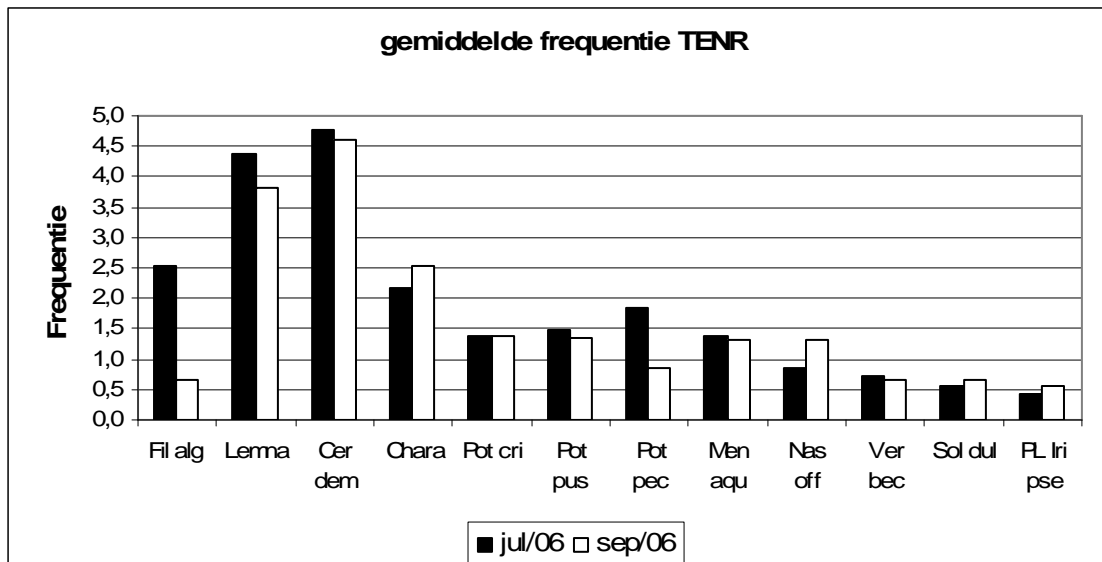
In site J verlaagt de frequentie van *Potamogeton crispus* en *Ceratophyllum demersum* zeer sterk. Een licht daling is te zien in de frequentie van *Potamogeton pectinatus*, terwijl *Callitriche obtusangula* toeneemt (*Nasturtium officinale* vrijwel status quo).

2.5.3 TENR : Vijver Tenreuken (Park Seny) tot aan brug Ch. Lemaire

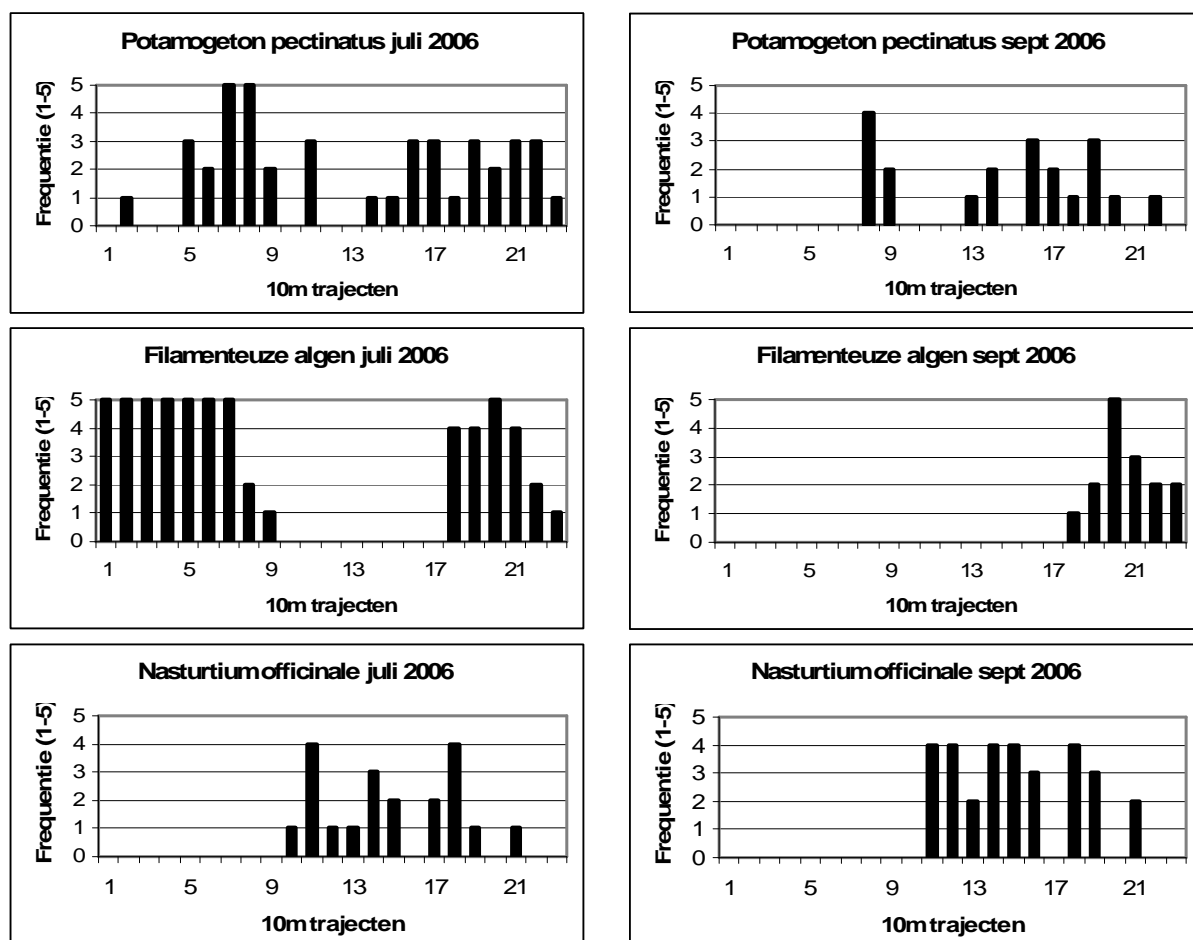
Zoals reeds in figuur 2.13 en 2.14 te zien, is er geen specifieke levensvorm (emergent t.o.v. submers) verdwenen. Daarom worden in figuur 2.16 de meest voorkomende soorten (met hoogste gemiddelde frequentie) in grafiek uitgezet. Hierbij is direct duidelijk dat vooral de filamenteuze algen aan frequentie gedaald zijn. Daarnaast is ook *Potamogeton pectinatus* sterk in frequentie gedaald. Het specifieke voorkomen per 10 meter stuk van deze 2 soorten is te zien in figuur 2.17.

Hierbij valt op dat *Potamogeton pectinatus* over het gehele traject in frequentie gedaald is (en vaak zelf verdwenen). Voor de filamenteuze algen zijn echter vooral aan het begin van de stroom verdwenen (dichtste tegen vijver).

Nasturtium officinale wordt ook per 10 meter getoond om te zien of deze soort op een specifieke plaats meer voorkomt. Uit de figuur kunnen we afleiden dat de gemiddelde frequentie verhoogt doordat deze soort meer voorkomt (hogere frequentie) op de plaatsen waar ze al vertegenwoordigd was. Ze heeft zich echter niet naar nieuwe stukken van 10m uitgebreid.



Figuur 2-16: Gemiddelde frequentie voor de soorten uit het deeltraject TENR (enkel deze met een gemiddelde frequentie >0.5 worden getoond).



Figuur 2-17: Voorkomen van 3 specifieke soorten per 10m stuk in het gedeelte TENR.

2.5.4 ABCP: Brug Ch. Lemaire tot aan Appelbloesemlaan - Clos des Pommiers fleuris (heraangelegd vanaf 2003)

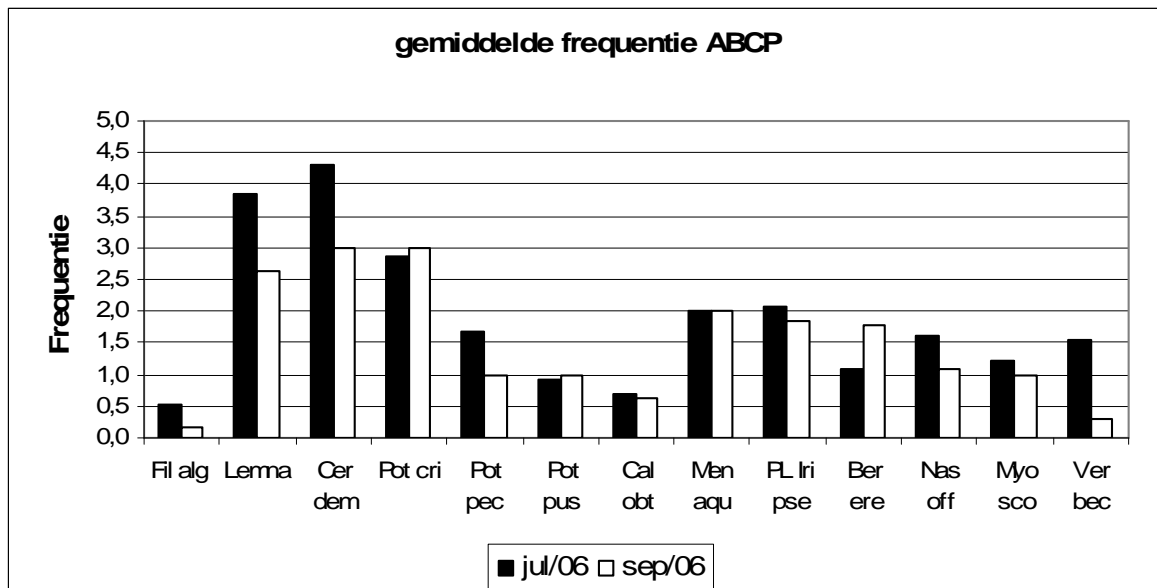
Hoewel er 8 soorten verdwenen zijn uit dit gedeelte, heeft dit niet veel effect bij de DCA van fig. 2-15. Dit komt omdat de soorten reeds in een lage frequentie voorkwamen in juli (zie tabel 2.7). Dit zijn vooral emergente soorten.

Tabel 2-7 : Soorten verdwenen in september 2006 (met hun frequentie in juli 2006).

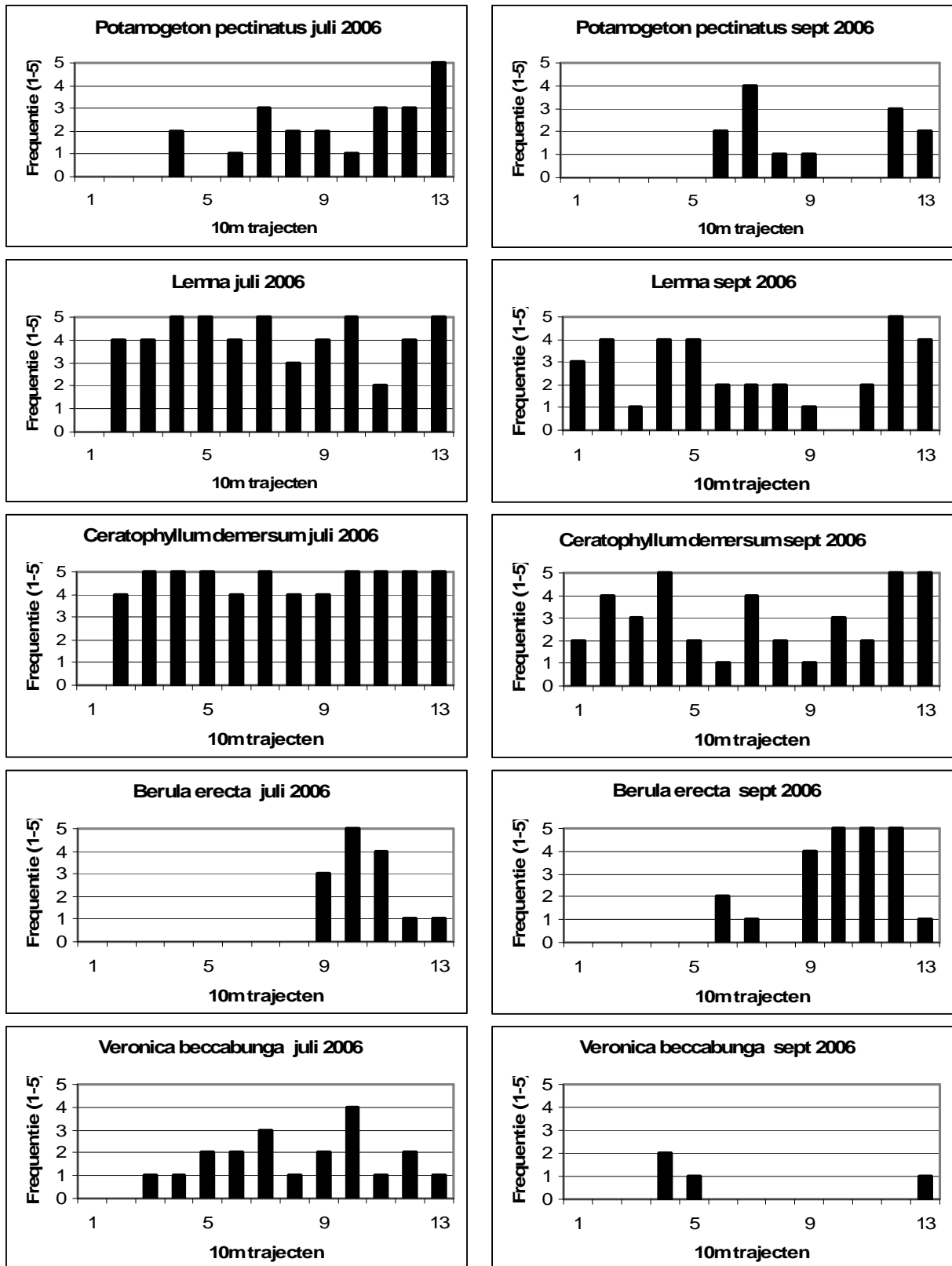
Soort	Nederlandse naam soort	Gemiddelde frequentie in juli 2006
Lotus pendunculatus	Moerasrolklaver	0,23
Nymphoides peltata	Watergentiaan	0,15
Sagittaria sagittifolia	Pijlkruid	0,15
Elodea nuttallii	Smalle waterpest	0,08
Equisetum palustre	Lidrus	0,08
Ranunculus sceleratus	Blaartrekkende boterbloem	0,08
Riccia fluitans	Watervorkje	0,08
Veronica anagallis-aquatica	Waterereprijs	0,08

Hoewel volgende soorten niet verdwenen zijn, ziet men in figuur 2.18 een duidelijke daling bij 1 drijvend soort (*Lemna* sp.) en 2 submerse soorten (*Ceratophyllum demersum* en *Potamogeton pectinatus*). Alle drie de soorten zijn in de verschillende 10 meter stukken in frequentie gedaald, waarbij *Potamogeton pectinatus* zelf uit een aantal stukken verdwenen is (figuur 2-19).

Veronica beccabunga, een emergente soort, is sterk gedaald in frequentie en in het aantal 10 meter stukken waarin het voorkomt. Dit is waarschijnlijk te verklaren doordat deze soort in juli al zichtbaar te lijden had aan beschadiging door watervogels (eigen waarneming). Op de plaatsen waar *Veronica beccabunga* verdwenen is, is de soms wel *Berula erecta* verschenen of is de frequentie hiervan gestegen (figuur 2-19).



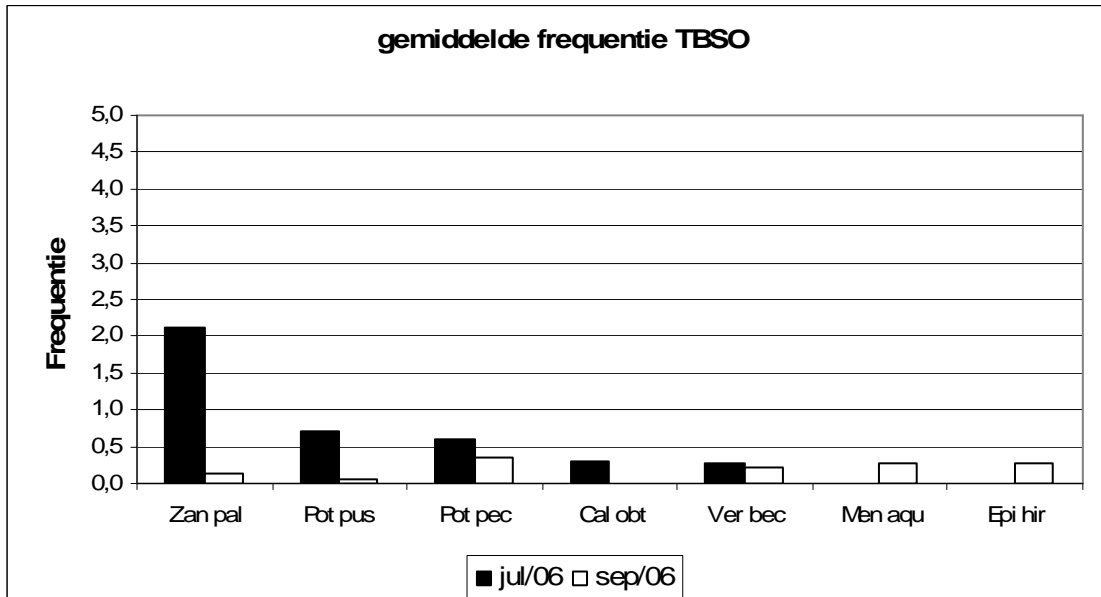
Figuur 2-18: Gemiddelde frequentie voor de soorten uit het deeltraject ABCP (enkel deze met een gemiddelde frequentie >0.5 worden getoond).



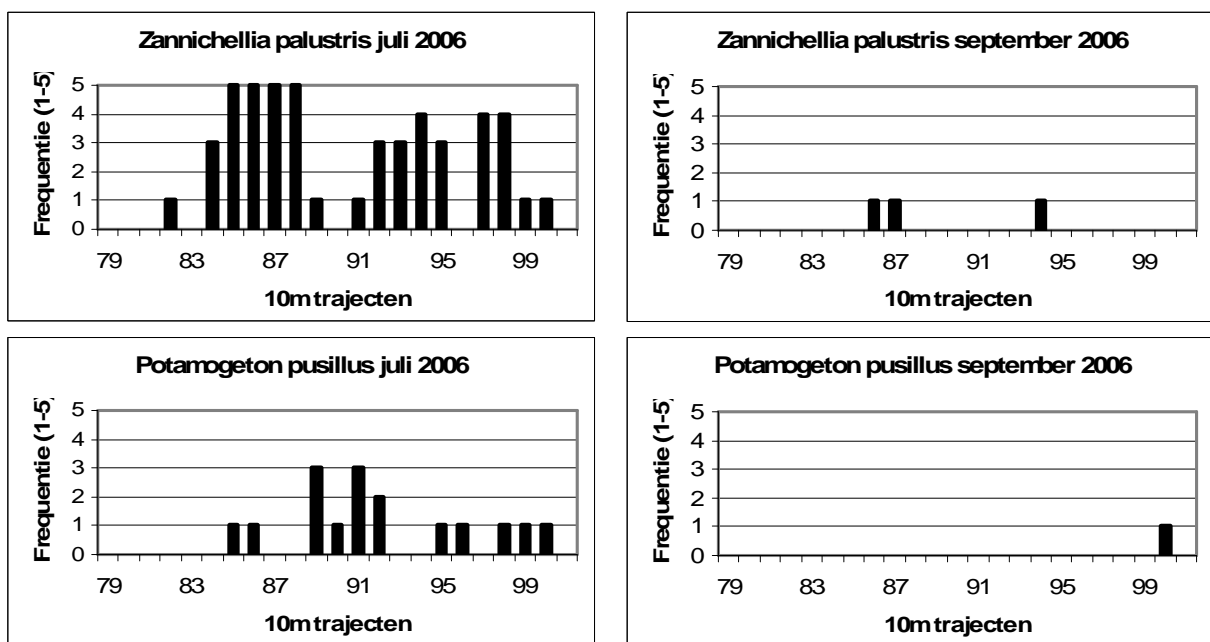
Figuur 2-19: Voorkomen van 5 specifieke soorten per 10m stuk in het gedeelte ABCP.

2.5.5 TBSO: Tegenover vijver in Park TerBronnen (Parc des Sources) tot aan de Stationsstraat

Op figuur 2-13 was te zien dat voor het stuk TBSO de submerse soorten duidelijk dalen terwijl de emergente soorten stijgen. Daarom zetten we in grafiek de belangrijkste soorten uit (figuur 2-20). Hieruit blijkt duidelijk dat vooral *Zannichellia palustris* en *Potamogeton pusillus* sterk gedaald zijn over de volledige strook (figuur 2.21). De daling van deze eerste soort was ook al duidelijk in het DCA van figuur 2-15.



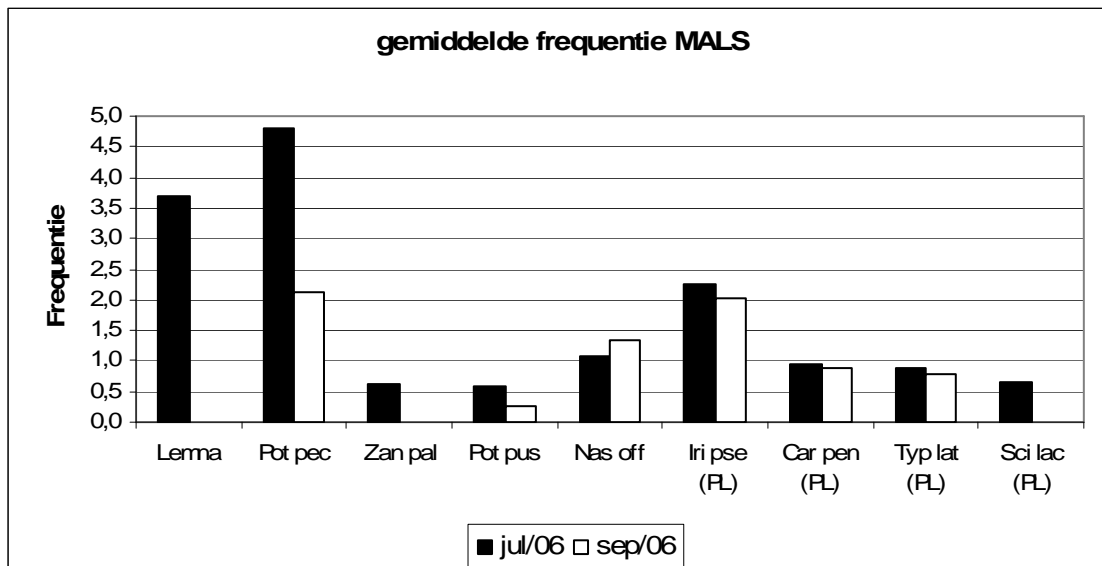
Figuur 2-20 : Gemiddelde frequentie voor de soorten uit het deeltraject TBSO (enkel deze met een gemiddelde frequentie >0.25 worden getoond).



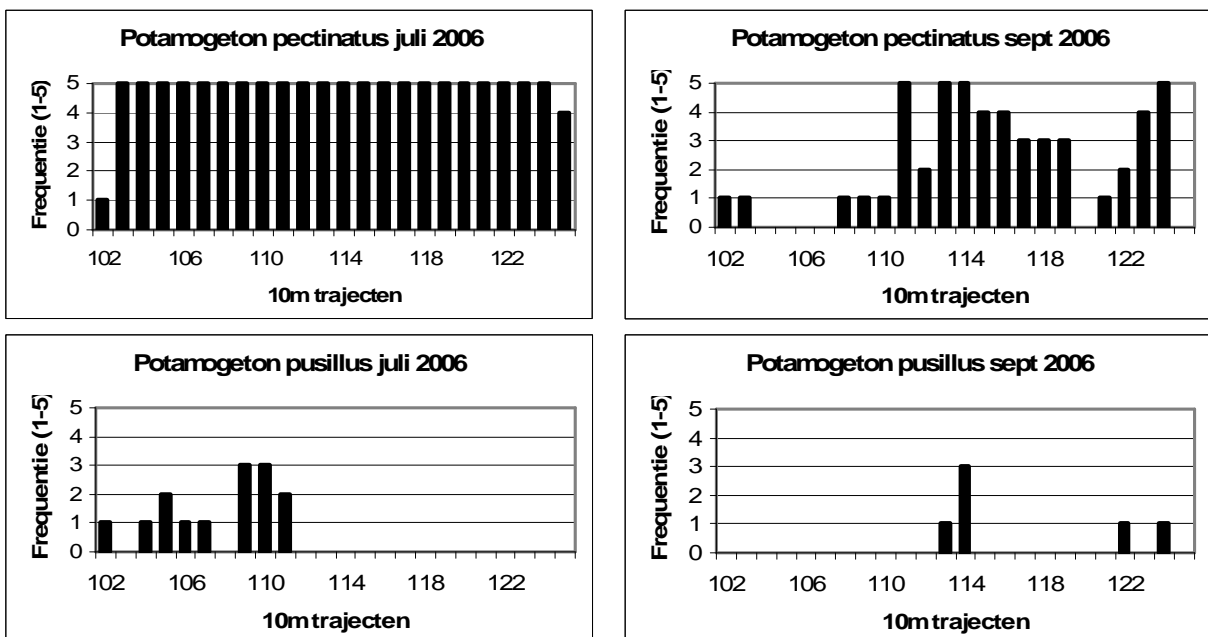
Figuur 2-21 : Voorkomen van 2 specifieke soorten per 10m stuk in het gedeelte TSBO

2.5.6 MALS: Stroomafwaarts Stationsstraat naar Malou (Kunstmatig aangelegd deel vanaf 2002)

Hoewel dit in aantal soorten niet te zien is, is er in frequentie een drastische daling in drijvende en submerse soorten in het gedeelte MALS (figuur 2-22). Zo verdwijnt *Lemna* en *Zannichellia palustris* volledig. *Potamogeton pectinatus* was in juli in alle 10 meter stukken aanwezig met bijna altijd maximale frequentie. In september is *Potamogeton pectinatus* uit verschillende 10 meter stukken verdwenen en meestal gedaald in frequentie (figuur 2-23).



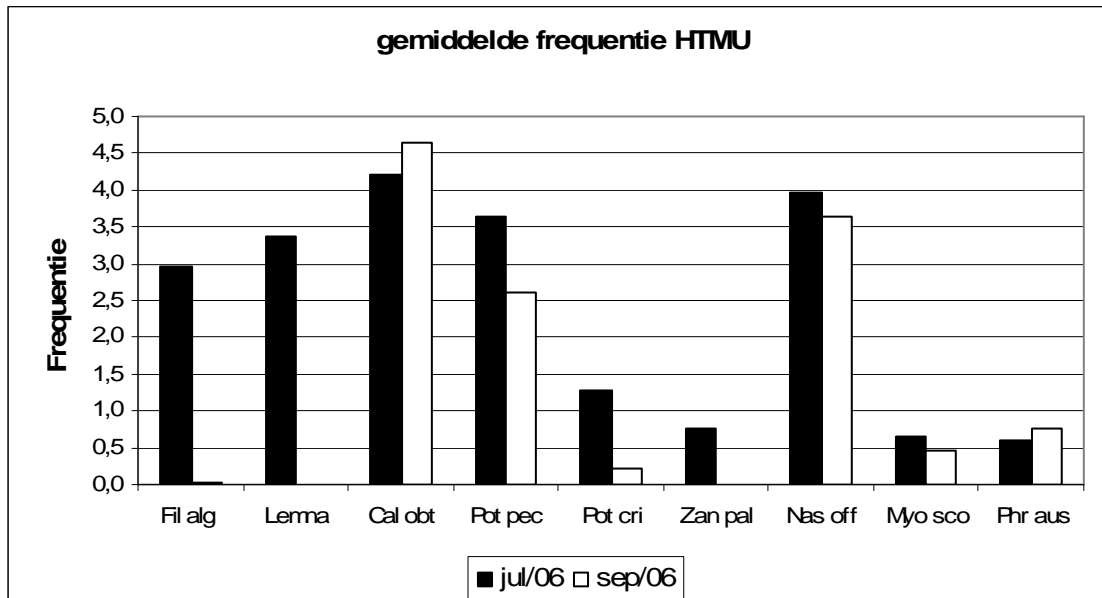
Figuur 2-22 : Gemiddelde frequentie voor de soorten uit het deeltraject MALS (enkel deze met een gemiddelde frequentie >0.5 worden getoond).



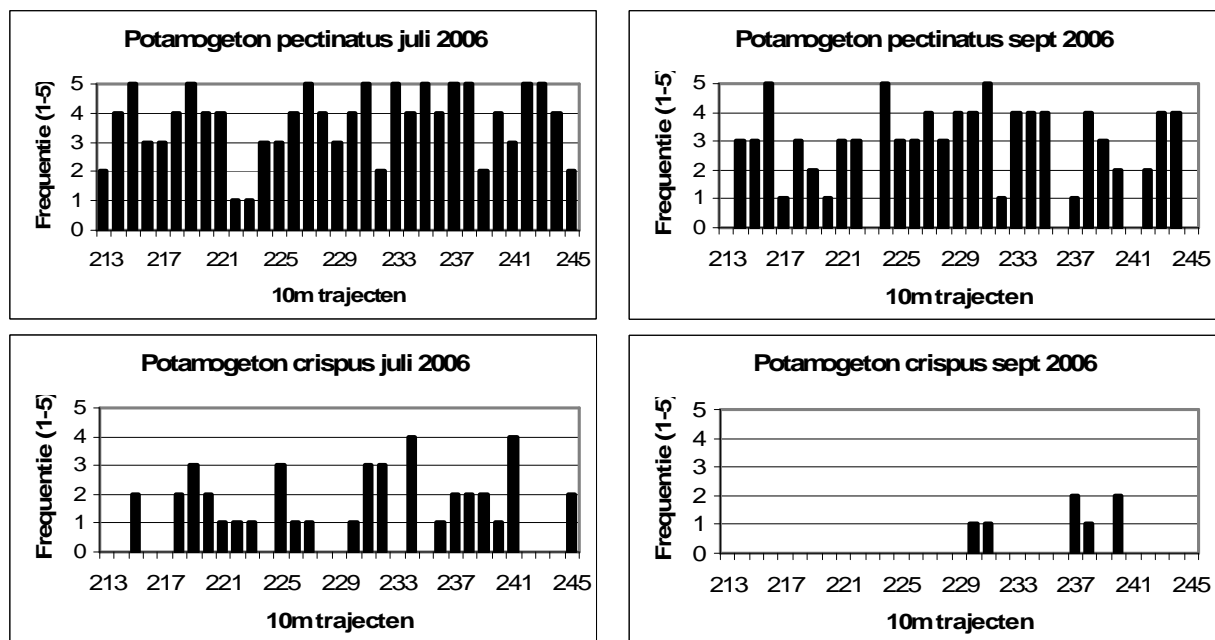
Figuur 2-23 : Voorkomen van 2 specifieke soorten per 10m stuk in het gedeelte MALS.

2.5.7 HTMU: Populieren aanplant tot aan Hof Ter Musschen

Ook in dit gedeelte zien we een sterke daling van *Lemna* sp. en van enkele submerse soorten. Zo daalt de frequentie van *Potamogeton crispus* en *Zannichelia palustris* zeer sterk. Een uitzondering is *Callitriche obtusangifolia* (figuur 2-24 en 2-25).



Figuur 2-24 : Gemiddelde frequentie voor de soorten uit het deeltraject HTMU (enkel deze met een gemiddelde frequentie >0.5 worden getoond).



Figuur 2-25 : Voorkomen van 2 specifieke soorten per 10m stuk in het gedeelte HTMU.

2.6 Beoordeling KRLW

Voor de verschillende delen van de stroom werd de ecologische kwaliteit bepaald met 3 methoden (tabel 2-8):

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

Deze laatste is dus een huidig vereenvoudigde werkmethode op het voorstel van 2004. Ze maakt enkel gebruik van volgende metrics:

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

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

De vereenvoudigde methode noemen we in tabel 2.8 **MMRB** (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels 2006)

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

Tabel 2-8 : De berekende waarden voor IBMR (2006), de VUB methode (zoals voorgesteld in Van Tendeloo *et. al.*, 2004) en een vereenvoudigde werkmethode (zoals uitgetest in dit rapport).

	IBMR (2006)		VUB (2004)		VUB (2006)	
			(incl. IBMR)		MMRB	
WOL1998						
HTMU	9.85	Très élevé	4.98	M	5.20	M
KWAK	8.23	Très élevé	4.53	M	4.00	M
TBSO	7.06	Très élevé	4.88	M	4.80	M
MELL	6.58	Très élevé	4.32	M	4.00	M
ABCP	7.67	Très élevé	5.46	M	6.40	M
TENR	4.86	Très élevé	2.86	O	2.80	O
WOL2002						
HTMU	8.05	Très élevé	6.01	M	7.20	GEP
KWAK	7.90	Très élevé	3.99	M	4.00	M
MALP	7.86	Très élevé	7.98	GEP	9.60	GEP
MALS	7.72	Très élevé	7.47	GEP	8.80	GEP
TBSO	7.05	Très élevé	4.88	M	4.80	M
MELL	7.17	Très élevé	5.40	M	5.60	M
ABCP	8.58	Très élevé	7.82	GEP	9.20	GEP
TENR	8.37	Très élevé	5.05	M	4.80	M
WOL2004						
HTMU	8.23	Très élevé	7.03	GEP	8.80	GEP
KWAK	5.67	Très élevé	2.46	O	2.00	O
MALP	7.19	Très élevé	5.90	M	6.40	M
MALS	7.73	Très élevé	7.72	GEP	9.20	GEP
TBSO	6.45	Très élevé	4.31	M	4.00	M
MELL	8.34	Très élevé	7.29	GEP	8.40	GEP
ABCP	8.72	Très élevé	6.84	GEP	7.60	GEP
TENR	8.00	Très élevé	5.50	M	5.60	M
WOL2005						
HTMU	8.39	Très élevé	6.55	GEP	8.00	GEP
KWAK	5.60	Très élevé	1.95	O	1.20	O
MALP	7.28	Très élevé	5.91	M	7.20	GEP
MALS	8.02	Très élevé	7.75	GEP	9.20	GEP
TBSO	6.22	Très élevé	3.28	M	2.40	O
MELL	8.00	Très élevé	6.25	M	6.80	M
ABCP	8.84	Très élevé	7.36	GEP	8.40	GEP
TENR	11.05	Fort	6.38	M	6.40	M
WOL2006J						
HTMU	8.24	Très élevé	8.03	GEP	9.60	GEP
KWAK	4.25	Très élevé	1.78	O	1.20	O
MALP	7.71	Très élevé	4.71	M	5.20	M
MALS	8.08	Très élevé	7.76	GEP	9.20	GEP
TBSO	7.36	Très élevé	4.92	M	4.80	M
MELL	8.44	Très élevé	6.31	M	6.80	M
ABCP	8.71	Très élevé	8.34	GEP	10.00	MEP
TENR	8.46	Très élevé	7.06	GEP	8.00	GEP
WOL2006S						
HTMU	8.18	Très élevé	7.52	GEP	9.60	GEP
KWAK	2.00	Très élevé	1.50	O	1.20	O
MALP	6.75	Très élevé	5.09	M	6.00	M
MALS	8.24	Très élevé	6.78	M	8.40	GEP
TBSO	8.57	Très élevé	5.57	M	5.60	M
MELL	8.37	Très élevé	6.80	M	7.60	GEP
ABCP	8.79	Très élevé	8.10	GEP	9.60	GEP
TENR	8.45	Très élevé	7.56	GEP	8.80	GEP

2.7 Conclusie

De waterkwaliteitsvariabelen zijn slechts gedeeltelijk verklarend voor alle sites in de Woluwe overheen de periode 1998-2006. De belangrijkste wijzigingen, op basis van de VMM metingen in de Woluwe (Bron: VMM website voor monitoringspunt 363000, Woluwedal/Hippocrateslaan), juist stroomafwaarts Hof ter Musschen aan de grens met het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, sedert 1998 zijn een verlaging van de opgeloste anorganische stikstof (DIN van 2.55 naar 1.8 mgN/l), van de ammoniakale stikstof (NH₄ van 0.53 naar 0.2 mgN/l), nitraat (NO₃ van 2 naar 1.5 mgN/l), conductiviteit (van 690 naar 600-630 µSiemens/cm) en zwevend stof (van 33 naar 14). Sedert 1998 is er dus een duidelijke verbetering van de waterkwaliteit.

Volgende macrofyten zijn toegenomen sedert 1998 : *Nitella* e.a. Characeae, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Mentha aquatica*, *Myosotis scorpioides*, *Nasturtium officinale* en *Veronica beccabunga*.

Callitriche obtusangula is eerder status quo, terwijl *Potamogeton pusillus* en *Zannichellia palustris* jaarlijks sterk kunnen fluctueren in abundantie. Achteruitgang is duidelijk waarneembaar voor *Elodea nuttallii*.

Globaal genomen, zijn de stroomopwaartse sites soortenrijker dan de stroomafwaartse sites.

Tijdens de periode 1998 tot 2006 is de spontane macrofytenvegetatie slechts licht gewijzigd voor de ganse waterloop, terwijl de aanplantingen in 2002 voor de meest merkbare wijziging in soortensamenstelling zorgden. Deze wijziging door aanplantingen is enkel te vinden in de oevervegetatie, terwijl de spontane submerse vegetatie haar eigen dynamiek heeft. De onderhoudswerken van de bermen, beschaduwing door bomen en stenige substraten hebben een invloed op de afwezigheid van spontane oevervegetaties langsheen een groot deel van de Woluwe rivier.

De omgevingsvariabelen die het meest verklarend zijn voor de wijzigingen in macrofytensamenstelling en abundantie, zijn de onmiddellijk habitatgebonden kenmerken.

2.8 Aanbevelingen

Volgende condities en maatregelen kunnen gunstig zijn voor het behalen van een GEP (Goed Ecologisch Potentieel) i.p.v. de 'matige' ecologische toestand:

- beschaduwing door overhangende bomen zoveel mogelijk vermijden (snelle realisatie is mogelijk). Voor de stukken LIND en KWAK is dit vooral belangrijk voor de delen met goede ondergrond (niet stenig).
- zandige substraten i.p.v. stenige substraten (moeilijke realisatie)
- aanplantingen van oeverplanten enkel gebruiken voor het laten ontwikkelen van een lichte meandering en pool-riffle patroon in de kunstmatige bedding van de nieuw aangelegde strook nabij de Malouvijver (aanplantingen dus niet gebruiken om de diversiteit op een kunstmatige wijze te verhogen). De huidige aanplantingen mogen echter behouden blijven aangezien zij nu mee instaan voor de stabiliteit van de stroom en de dynamiek hierin.
- verruiging van de oevers tegenaan door een gepast bermbeheer voor de sites met een hoog potentieel (vb. tegenover de Mellaertsvijvers aan het Woluwepark, aan het Bronnenpark en aan Hof te Musschen)

Uitvoering van de meeste beheersopties zijn technisch haalbaar voor de Woluwe en resultaat is hoogst waarschijnlijk omdat veel sites nu al in hun ecologische beoordeling dichtbij het GEP komen, maar vooral een habitatverbetering nodig hebben.

Voor de opname methodologie raden we aan om ook per 10 meter reeds de abundanties van de verschillende categorieën te bepalen (grondwaterafhankelijke soorten, submerse en helofyten). Daarnaast moet per soort ook de abundantie per 10 meter bepaald worden voor de bepaling van de IBMR.

Voor de bepaling van de EQR wordt de methode voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004) aangeraden mits wijziging van GIS-score door IBMR-score.

3. Diatomeeën

De KRLW vraagt eigenlijk de uitwerking voor het fyto benthos i.p.v. diatomeeën. Aangezien diatomeeën echter de meest abundante autotrofe organismen in de rivieren zijn en het grootste deel van het microfyto benthos vormen, kan deze groep als representatief voor fyto benthos beschouwd worden (Coleman & Pettigrove, 2001; van den Berg, 2004).

Definitie fyto benthos:

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

Fyto benthos kan gebruikt worden voor waterkwaliteitsbepaling doordat de eigenschappen van bentische algengemeenschappen -die aan het substraat zitten vastgehecht- beïnvloed worden door fysische, chemische en biologische verstoringen in de rivier of in het meer gedurende de periode dat de gemeenschap gevormd werd (Stevenson & Bahls, 1999).

Meer informatie over diatomeeën en hun gebruik voor waterkwaliteit bepaling is te vinden in Van Tendeloo *et al.* (2004).

3.1 Aims

In many countries, legislation mandates assessment of water quality, many of which has been impacted by human activities. This can be seen in the objective of the Water Framework Directive of the European Union; which has insisted since several years on the fact that, ecological quality objectives should be used as a good starting point for integrated water management and this has been implemented as an EU directive. In the European Union-directive (2000), one of the main objectives was to oblige member states to reduce the pollution problem. Monitoring the biological quality and ecological status of running waters can be carried out using diverse groups of organisms like macroinvertebrates, phyto benthos (including diatoms), macrophytes, phytoplankton and fish (EU-directive 2000).

Diatoms were used in this study to monitor their abundances, species composition and diversity in September but equally in March and July as compared to other previous studies that were carried out in the Woluwe River from 1998 onwards. This study also aims to determine changes in species diversity, diatom communities and the derived indices during the period of 1998 to 2006. An important structural change was the creation of a new river stretch and the Malou pond along the Woluwe in 2002, just before site W12.

3.2 Sampling points

This study was carried out along the Woluwe river (Eastern part of the Brussels Capital Region, Belgium) using sixteen sampling stations (see also fig. 3.1 and table 3.1) chosen according to their position before and after a series of flow-through ponds. The groundwater fed headwaters (W2 and W5) are in close vicinity to the sources and situated in a beech forest (the Sonian forest) upstream of all ponds. W2 and W5 represent two different upstream forested catchments, respectively the 'Vuilbeek' and 'Rood Klooster'. W1 and W3 are also situated in the forest but have direct inflow from small-sized forest ponds. The midstream part of the river is directly behind a series of flow-through ponds (W4, W8, and W9) whereas the downstream part of the river passes alongside a number of ponds, with only indirect or no pond connectivity (W10, W11, W12) down to sites in the Flanders (W13, W14, W15 and W16). There are no secondary collectors or sewage water entering the river in the Brussels Capital region (W2 to W12), except occasionally at high peaks of rainfall. However in the Flemish region, there are several industries, with sewage water from urbanization entering the river (W13 to W16).

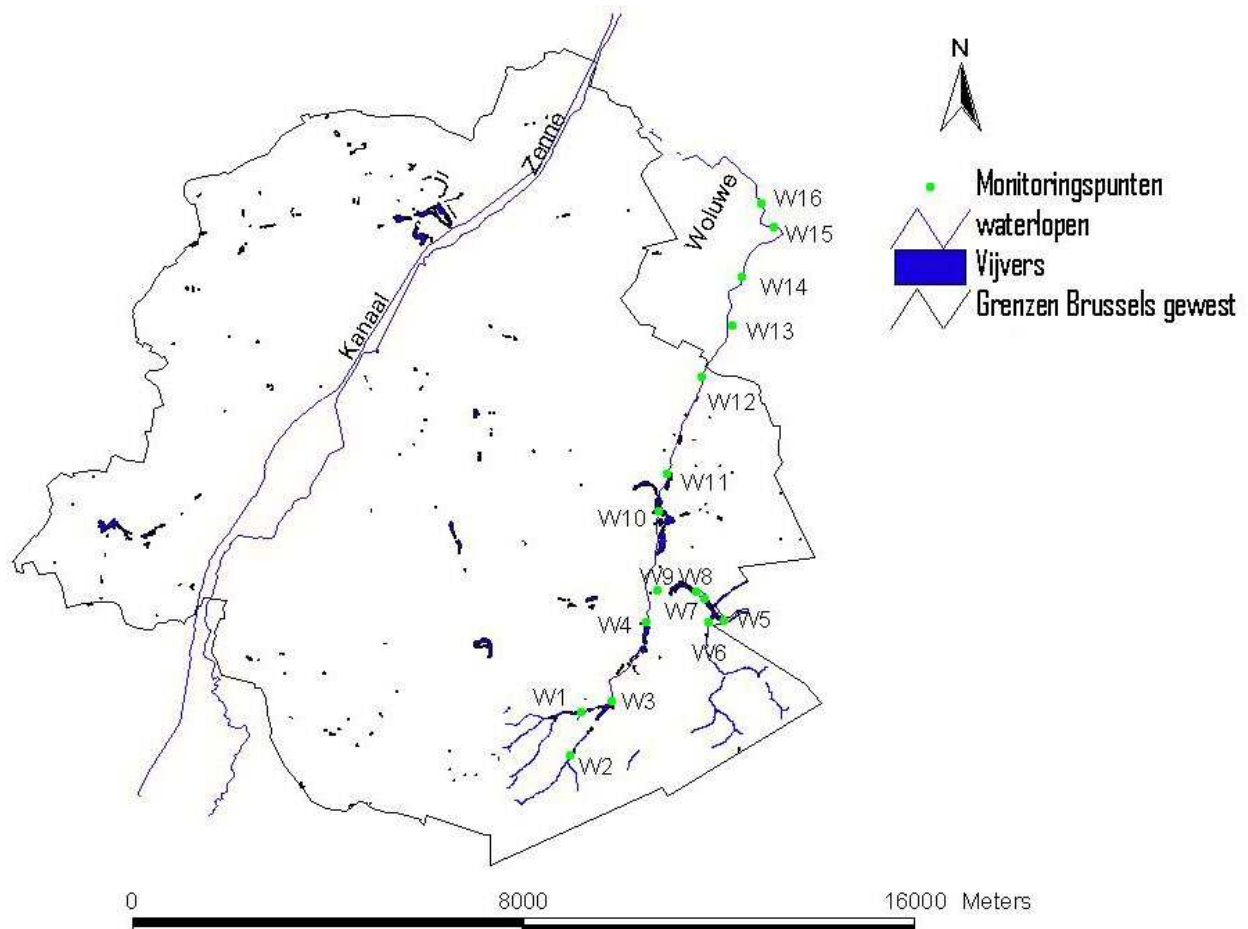


Figure 3-1 : Localities of each sampling station where samples for diatoms were taken.

Table 3.1: The localities and description of each sampling station where samples for diatoms were taken.

Nr.	River	Sampling station	Municipality	GPS-coordinaten	Characteristics of sampling stations
W1.	Woluwe	Downstream "Verdronken Kinderen" pond	Watermaal-Bosvoorde	X: 153005.48 Y: 164555.44	
W2.	Vuilbeek	Downstream source	Watermaal-Bosvoorde	X: 153026.97 Y: 163977.92	Upstream of the ponds, forested headwater (source)
W3.	Vuilbeek	Downstream two forest ponds "Vuilbeek"	Watermaal-Bosvoorde	X: 153179.19 Y: 164263.53	
W4.	Woluwe	Downstream "Tenreuken" pond, "Seny" park	Oudergem	X: 154315.24 Y: 166421.21	Midstream, directly impacted by ponds (flow-through)
W5.	Rood Klooster	Downstream "Keizersbron" source	Oudergem	X: 155989.29 Y: 166404.63	Upstream of ponds, forested headwater (source)
W6.	Rood Klooster	Outlet of Dry Borren near highway E411	Oudergem	X: 155602.39 Y: 166421.82	Midstream, indirect impact (overflow wetlands)
W7.	Rood Klooster	Outlet in pond nr. I of the "Klabotsvijvers"	Oudergem	X: 155613.92 Y: 166441.30	Midstream, indirect impact (overflow wetlands)
W8.	Rood Klooster	Downstream marshes of ULB	Oudergem	X: 154758.18 Y: 167009.33	Midstream, directly impacted by ponds (flow-through)
W9.	Rood Klooster	"Bergoje" park	Oudergem	X: 154505.28 Y: 166972.03	Midstream, directly impacted by ponds (flow-through)
W10.	Woluwe	Opposite "Mellaerts" pond	Sint-Pieters-Woluwe	X: 154509.81 Y: 168527.89	Downstream, indirect impact (overflow wetlands)
W11.	Woluwe	Opposite 2nd "Ter Bronnenpark" pond	Sint-Pieters-Woluwe	X: 154742.73 Y: 169367.37	Downstream, indirect impact (overflow wetlands)
W12.	Woluwe	Opposite outlet of "Hof ter Mussen" wetland	Sint-Lambrechts-Woluwe	X: 155459.66 Y: 171483.86	Downstream, indirect impact (overflow wetlands)
W13.	Kleine Maalbeek	Downstream, near highway E40	Kraainem	X: 156264.09 Y: 172699.49	Downstream (polluted)
W14.	Woluwe	Near bridge to agricultural land "Vogelzang"	Sint-Stevens-Woluwe	X: 156404.97 Y: 172950.58	Downstream (polluted)
W15.	Woluwe	Near highway RO and industry "Stockmansmolen"	Zaventem	X: 156923.31 Y: 174473.44	Downstream (polluted)
W16.	Woluwe	Downstream industry near highways RO and A201	Zaventem	X: 156477.02 Y: 175405.48	Downstream (polluted)

3.3 Field sampling

Previous studies in the Woluwe river by Kaur P. & Triest L. (1998), used glass slides as the artificial substrate, which were attached to bricks and submerged either vertically or horizontally in the water. Local problems were encountered as the Woluwe River carries much sediments and large amounts of floating leaf debris, that were clogged on the slides thereby obstructing both trapping and colonization. By the year 2000 to 2004, an inert and convenient substrate (acrylic wool) as described in Ndiritu *et al.*, (2001, 2005) was used. Reis J. (2000) made a preliminary study to compare appropriate substrates in this river type and concluded that both correlation coefficients and percent similarity values indicated that wool filaments are comparable to roughened glass slides.

Sampling was done with the use of artificial substrates because natural stony or hard substrates were not available at all sites. Acrylic wool filaments are valuable artificial substrates, being densely covered by diatoms as soon as two weeks after placement in the river and produce repeatable and therefore comparable results as a standard method of artificial substrate. Based on these findings and the absence of stones or macrophytes in all the sampling sites, the best option was the use of acrylic wool as artificial substrate, which was readily available, inexpensive, easy to handle, could support a diatom community and could provide control over an exact area of sampling and standardization between stations. Acrylic wool filaments were attached to poles and placed in the middle of the riverbeds at about 5-10 cm depth. These filaments were placed at well-illuminated places and were later collected after one month of colonization.

However, the ecology and performance of major diatom-based indices on natural substrates (specifically stones) are better understood. To avoid the problem of biased communities towards those diatoms that are fast growing and can attach well to smooth surfaces, a switch to natural substrate in the later years were carried out. Stony allochthonous debris as substrates could be found in 15 sites out of 16 sites of the Woluwe that were consistently sampled (W1, W2, W3, W4, W5, W6, W8, W9, W10, W11, W12, W13, W14, W15, and W16). Sampling was performed in March 1998 and 2000, July 2003, September 2004 and 2006. Sampling stations were established considering different impacts (effects): direct and indirect impact from the ponds and anthropogenic activities. The headwaters or forest streams (W2 and W5) were considered a near reference status according to the recommendation of EU (2000).

Epilithic diatoms were collected from natural substrates (Stones), but in the absence of that, other prevailing substrata in the sites were also collected (Concrete or sandy sediments). Basic precautions as described in Kelly *et al.* (1998) were taken. Stones lying a few centimeters below the surface of flowing water were collected. The stones were washed clean using a tooth brush and distilled water. An aliquot of each diatom sample from each site was obtained and poured into a plastic tube and preserved by adding 1ml of 4% formalin. Sampling for the year 2006 was done before the runs in May after a period of stable temperature and water samples were taken simultaneously with diatom samples.

During sampling, the following physico-chemical parameters were measured on site using portable meters; pH, temperature, conductivity, dissolved oxygen, % dissolved oxygen. Water for nutrients analysis was filtered (25mm) on the field, transported to the lab and stored in the freezer and later on analyzed using spectrophotometry. The methods are described in standard methods for the examination of water and wastewater manual (APHA, 1995); Water Quality Monitoring (Bartram, et al, 1996); Part of the procedures was taken from the AFNOR (French) norms for water quality assessment. All chemicals used were of analytical grade and all glassware was acid washed and rinsed in distilled water to avoid contamination

3.4 Data analysis

The relative abundances in percentage and diatom indices were estimated in order to classify the sites according to their water quality. The relative abundances of all identified diatom species used in this study were considered by selecting those with the highest cumulative relative abundances. The software package OMNIDIA (Lecointe *et al*, 1999) version 3 (which is primarily designed for the water quality of flowing waters) was used to calculate IPS, IBD diatom indices and species richness. The IBD values (Indice Biologique Diatomées) takes into consideration only the individuals belonging to the 209 IBD taxa identified for the index calculation for a large area (France) and the score goes from 1 (extremely bad water quality) to 20 (excellent water quality) and is visualized with colours in five classes.

Class	<5	5-9	9-13	13-17	> 17
Colour	Red	Orange	Yellow-	Green	Blue
Quality	Bad	Poor	Moderate	Good	Excellent

In Van Tendeloo *et al.* (2004), we advised to consider 16 (instead of 17) as the boundary value between good and excellent classes. The higher the IBD, the better is the ecological quality (Prygiel and Coste, 2000). The IPS is more detailed and takes into consideration over 3000 diatom taxa. The IPS is used as a reference index to the IBD and also has a score from 0 to 20. A relationship of the diatom assemblages (expressed as first coordinate resulting from DCA) with Index values (IBD and IPS) is graphically displayed to illustrate a change in community along a gradient (Fig. 3.6). This relationship was also established between Index values (IPS and IBD) and relevant chemical variables to check whether diatom communities give index values that are related to measured chemical variables especially in situations where the river and sampling sites are situated at close vicinity to pond systems.

Detrended Corresponding Analysis (DCA, indirect gradient analysis) was performed using CANOCO for Windows, version 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 2002) to illustrate the maximum spread between sampling sites/years and species and their degree of similarities to each other. This ordination method reduces large data sets by arranging sites along axes on the basis of data on species composition and emphasis the individual samples or species and their degree of similarities to each other (Kent and Coker, 1996). These statistical analyses were performed on individual microhabitats (Stone or natural substrate and acrylic wool/slides or artificial substrate) as well as on the combined data set to determine the maximum spread between sites and species. Based on the gradient lengths obtained by DCA (<2 s.d or > 3s.d for the first axis), the appropriate technique with regards to linear or unimodel response model was determined. According to ter Braak (1987b), a value below two suggests the use of a linear model, where as for a value above two, a unimodel method should be applied. To reveal relationships between environmental factors and diatom communities collected

throughout the years, Canonical Corresponding Analysis (CCA) was carried out on data concerning relative abundances and environmental variables that were log-transformed before analysis to satisfy the assumption of normality and stabilize variance.

The non-parametric Kruskal-Wallis ANOVA median test (KW) was used to test significant differences (of variables and calculated indices) between years. Differences at $p > 0.05$ level were accepted as significant. This test however has some limitations in that a significant result just indicates that at least one pair of factor levels is significantly different from each other. Based on this, it was followed by a Mann-Whitney U test to actually verify which year differed from which.

3.5 Results: changes in water quality across years (From 1998 to 2006)

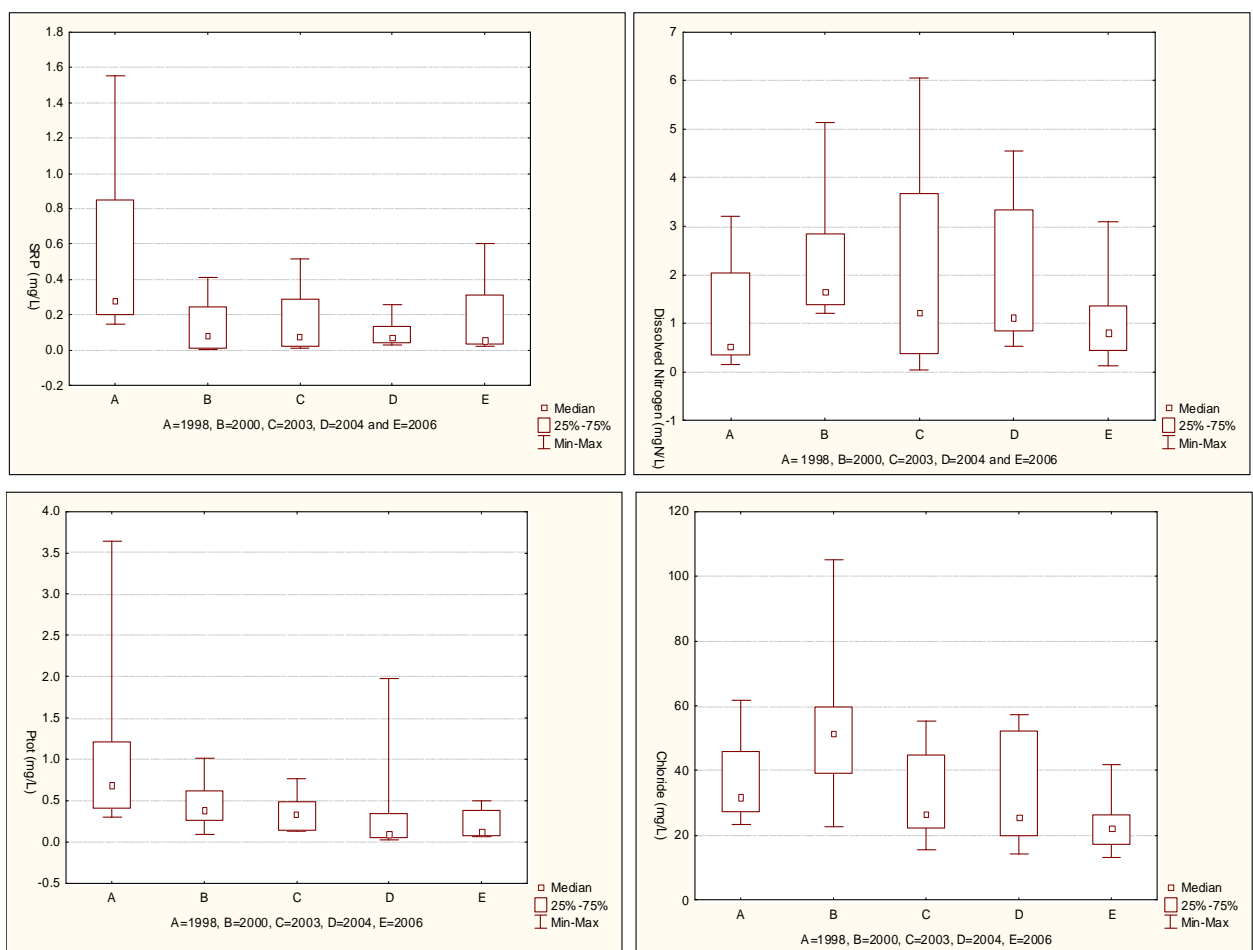


Figure 3-2 : Box and whisker plots showing variation of environmental variables between years

Box and whisker plots were also used to show the variation of environmental variables between years, using median, minimum and maximum values (Fig. 3.2). Considering the mean value, phosphate concentrations were higher in 1998 and more stable in the other years. There was a gradual decrease in the concentrations of total phosphate from 1998 to 2004 and became stable by 2006. The mean value of dissolved inorganic nitrogen was higher in 2000 but more or less stable in the other years. Chloride was higher in 2000 than in other years

3.6 Results: natural substrates

3.6.1 Ecological Quality

Natural substrates were sampled only in the years 2000, 2003 and 2006. Thirteen sites out of sixteen were considered for all three years to standardise the data for good comparison. Site W13 was not sampled in 2000; W7 could not be sampled in 2003 and 2006 due to lack of accessibility and W12 was not available in 2003.

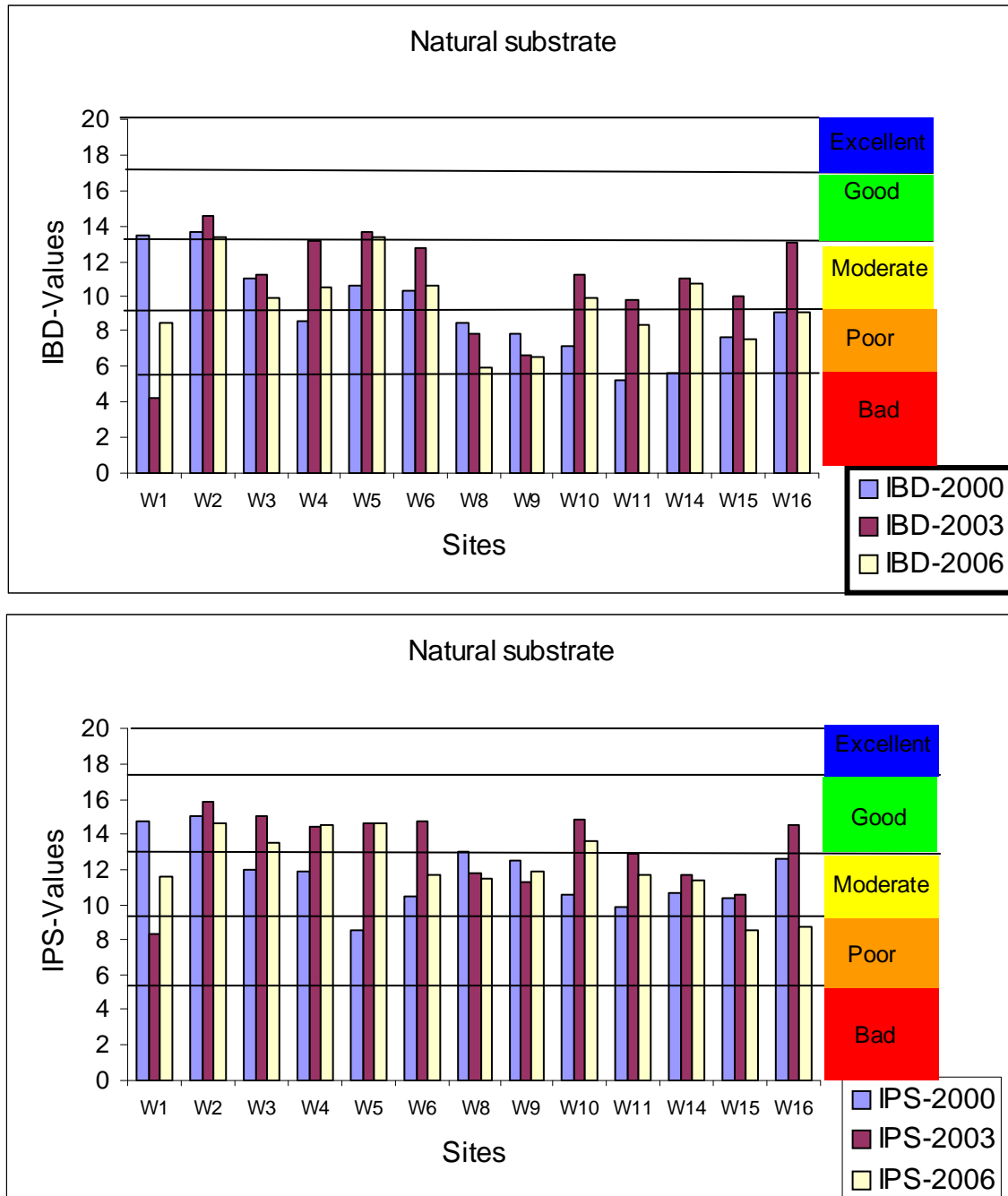


Figure 3-3: IBD and IPS ecological indicator values for the years 2000, 2003 and 2006 on natural substrate.

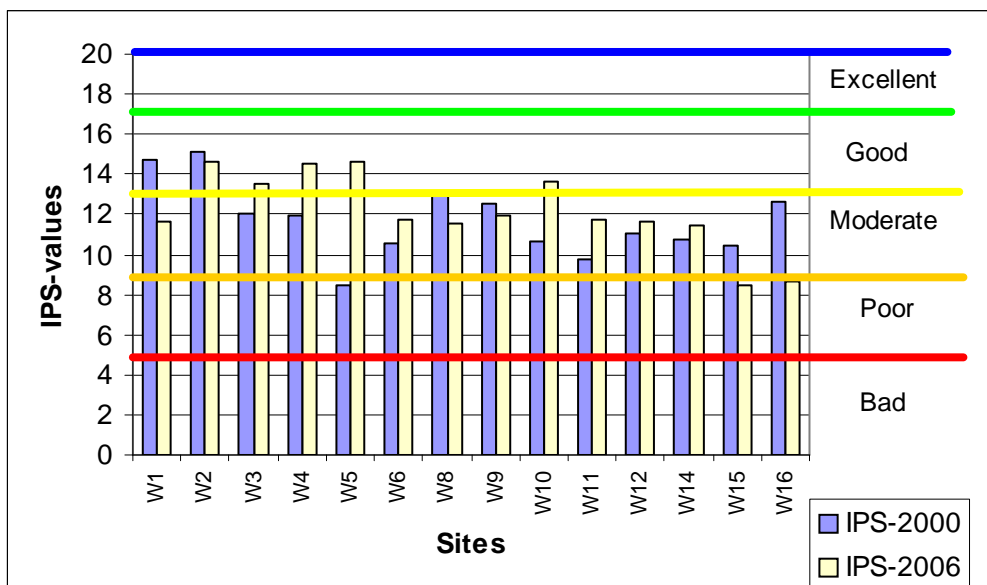
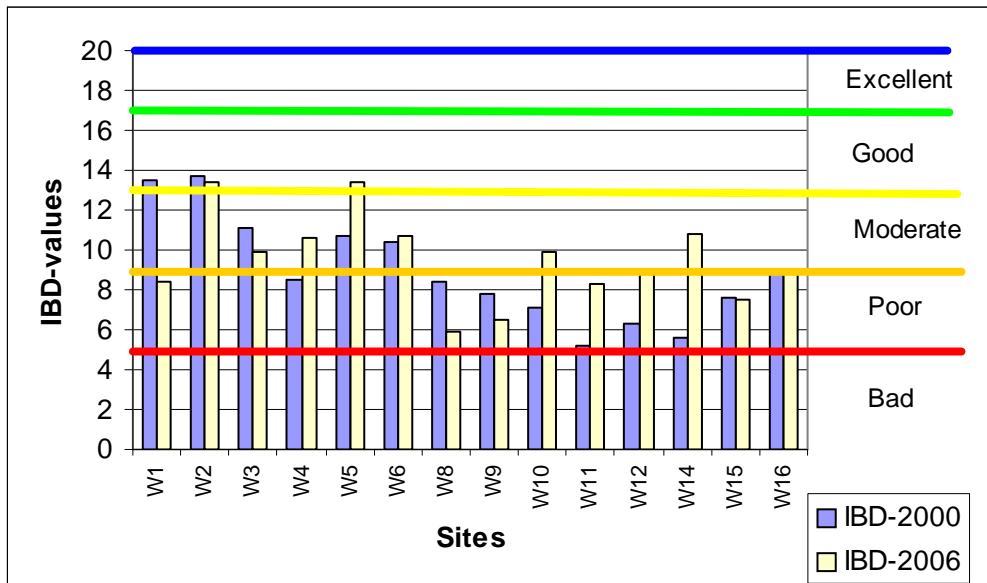


Figure 3-4: IBD and IPS for 2000 and 2006

IPS values across years were in the same ecological class for W2 (located at the forest), W8, W9 (directly behind the pond), W11 and W14 (Indirect pond effect) while IBD values across years were in the same class for W2, W5, W3, W8 and W9 (Fig. 3.3). However, in W5, the index values were remarkably lower in the year 2000 (IPS= moderate quality and IBD = poor quality) as compared to 2003 and 2006 with IPS values in good quality and IBD in moderate quality (Fig. 3.3). Though W2 and W5 are forested headwaters, W5 is exposed to run-off from two highways, suggesting a lower ecological quality of this site. IBD values were higher (except W1 and W9), at all sites in the year 2003 than in 2000 and 2006. The drop in IBD values was remarkable in site W1 (from good quality to bad quality), as well as for the IPS values, (from good to poor quality). This site was dominated by planktonic species in order of

abundance (*Stephanodiscus hantzschia*, *Cyclostephanos dubius*, *Cyclotella meneghiniana* and *Aulacoseira granulata*). These species which have a low index value were obviously brought in from the forest ponds. It is not only of ecological interest to know the difference between non regulated headwater diatom assemblages and regulated headwater diatom assemblages (The Woluwe is regulated with a number of inflow and flow-through pond systems) but also of practical value in assessing the ecological status of a river that receives water from standing water bodies.

Fig 3.4 was specifically shown to see if there was a difference in ecological quality at site W12 after the construction of the Malou pond in 2002. A sample at site W12 in the year 2003 was not available, to demonstrate an immediate comparison. However, this comparison was made between 2000 and 2006 (Fig. 3.4). IBD values increased in the year 2006 but they were still in the same ecological class (poor) while IPS values in both years were in the moderate class. The Mann-Whitney U test showed no significant difference in the index values (IBD and IPS) between years (Table 3.2). This test showed significant differences between year 2000 and 2003 for variables like chloride, total dissolved nitrogen, temperature and pH ($p < 0.05$). Year 2000 and 2006 were significantly different in variables like total phosphate, chloride and of course temperatures while 2003 and 2006 were significant for total phosphate, silicate and temperature. Figures 3.7A & B of the CCA ordination plots demonstrate these differences as more chloride was seen in the year 2000 than in 2003 and 2006. Temperature was higher in 2003 and 2006 than in 2000 and DIN was higher in 2000 than 2003 and 2006 while total phosphate was higher in 2000 than in 2003 and 2006.

Table 3.2 Results of Mann-Whitney U test based on three groups (1=Year 2000, 2= Year 2003 and 3= Year 2006)

Year 2000 & 2003	IPS	IBD	SRP	Ptot	Si	Cl	Temp	pH	Cond	DIN
Mann-Whitney U	54.500	55.500	75.000	62.000	81.000	31.000	.000	44.500	84.000	31.000
Wilcoxon W	145.500	146.500	166.000	153.000	172.000	122.000	91.000	135.500	175.000	122.000
Z	-1.539	-1.488	-.488	-1.154	-180	-2.746	-4.355	-2.052	-.026	-2.744
Asymp Sig. (2-tailed)	.124	.137	.626	.249	.858	.006	.000	.040	.980	.006
Exact Sig 2*(1-tailed)	.0125	.139	.650	.264	.880	.005	.000	.039	1.000	.005
Year 2000 & 2006										
Mann-Whitney U	76.000	77.500	84.000	34.000	64.000	28.000	.000	.38.500	82.000	56.000
Wilcoxon W	1.67.000	168.500	175.000	125.000	155.000	119.000	91.000	129.500	173.000	147.000
Z	-.436	-.359	-.026	-2.590	-1.052	-2.899	-4.357	-2.366	-.128	-1.462
Asymp Sig. (2-tailed)	.663	.719	.980	.010	.293	.004	.000	.018	.898	.144
Exact Sig 2*(1-tailed)	.687	.724	1.000	.009	.311	.003	.000	.016	.920	.153
Year 2003 & 2006										
Mann-Whitney U	59.500	58.000	84.000	38.000	46.000	71.000	14.000	64.5000	76.000	64.000
Wilcoxon W	150.500	149.000	175.000	129.000	137.000	162.000	105.000	155.500	167.000	155.000
Z	-1.284	-1.360	-.026	-2.385	-1.976	-.692	-3.618	-1.028	-.436	-1.051
Asymp Sig. (2-tailed)	.199	.174	.980	.017	.048	.489	.000	.304	.663	.293
Exact Sig 2*(1-tailed)	.204	.186	1.000	.016	.050	.511	.000	.311	.687	.311

3.6.2 Multivariate Analysis

To get a clearer view of the maximum spread between sampling sites and species amongst the three years, the three data sets from each year were combined and a Detrended Correspondence Analysis (DCA) was run. The gradient length was 3.24 in which case, a direct unimodal response (CCA) was performed. The first two axes accounted for 28.2% of the cumulative variance of diatom taxa (Table 3.3) and the maximum diatom variance was determined (38%).

Table 3.3- Summary of DCA ordination for the 2000, 2003 and year 2006 on natural substrates.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.578	0.348	0.155	0.101	3.279
Lengths of gradient	3.24	3.224	2.048	1.969	
Cumulative % variance of species data	17.6	28.2	32.9	38	
Sum of all unconstrained eigen values					3.279

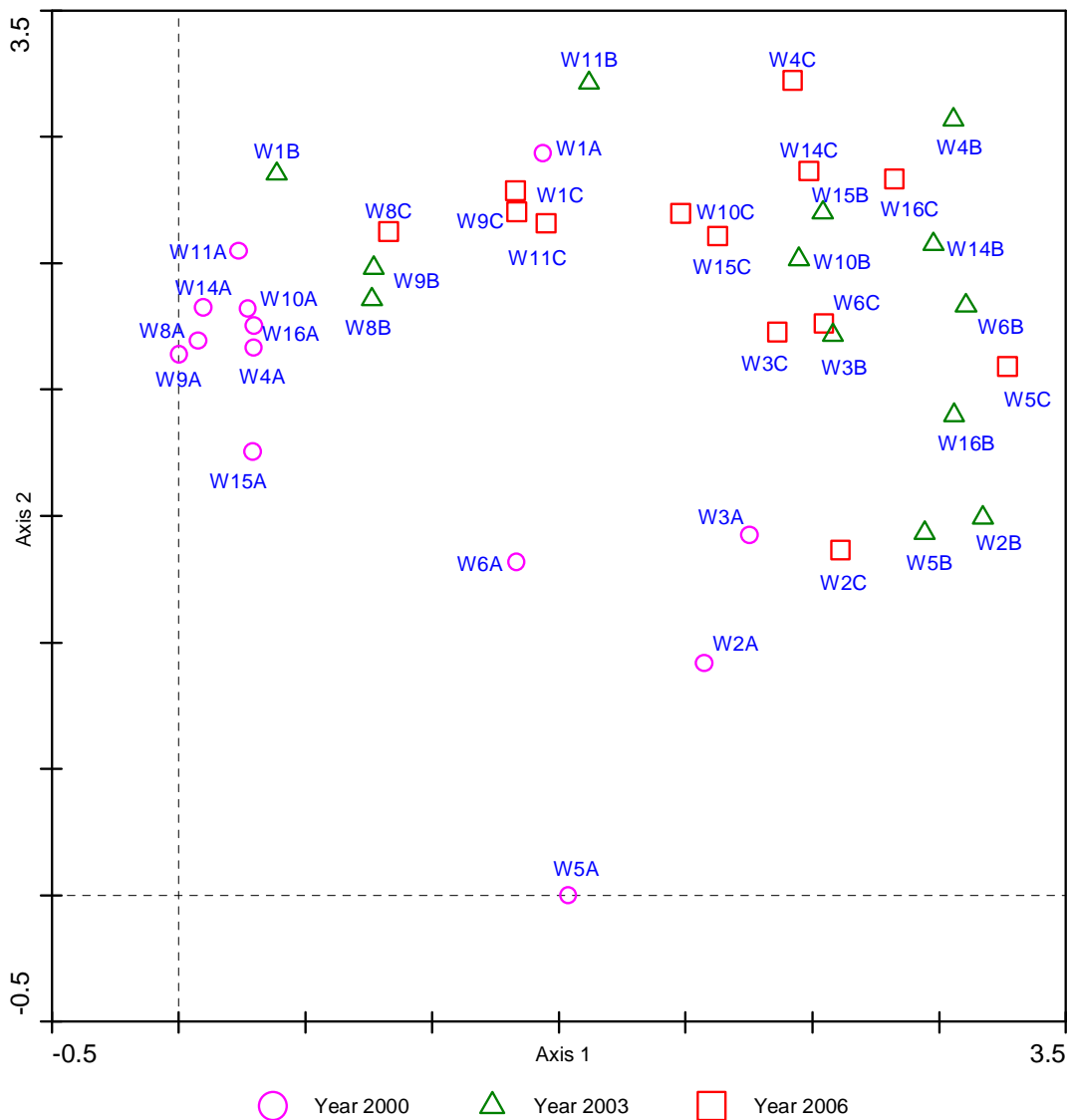


Figure 3-5: Ordination diagram of the combined-samples of diatom counts on DCA axis 1 and 2 based on taxa from 13 sites in all three years (A=2000, B= 2003 and C= 2006).

The ordination diagram (Fig. 3.5) showed a gradient from upstream to downstream along the second axis; as well from 2000 to 2003 and 2006 (2003 and 2006 were more or less in the same group compared to 2000). The year 2000 formed a separate group on the left side of the ordination (W4A, W6A, W8A, W9A, W10A, W11A, W14A, W15A and W16A), 2003 and 2006 on the right side of the ordination. The upstream sites in all three years were found on the lower right side of the ordination (W2A, W2B, W2C, W5A, W5B, and W5C). The ordination diagram showed a change from the year 2000 to later years (2003 and 2006). As observed on the DCA diagram, W5, W16 seems to have visible improved quality from 2000 to 2003 and slightly from 2003 to 2006 along the gradient (DCA axis 1). W8 and W9 also showed a slight increase from 2000 to 2006. Most of the sampling sites showed a remarkable increase from the year 2000 to 2003 and then a reduced quality at 2006. There was a drastic change for IPS at site W1 from good in the year 2000 to moderate in 2006.

Diatom assemblages (expressed as first coordinate resulting from DCA) showed a change in community along a gradient from shorter to longer gradient length as index values (IBD and IPS) also increase along this gradient (Fig.3.6). This was more visible in the year 2003 and 2006 than in 2000

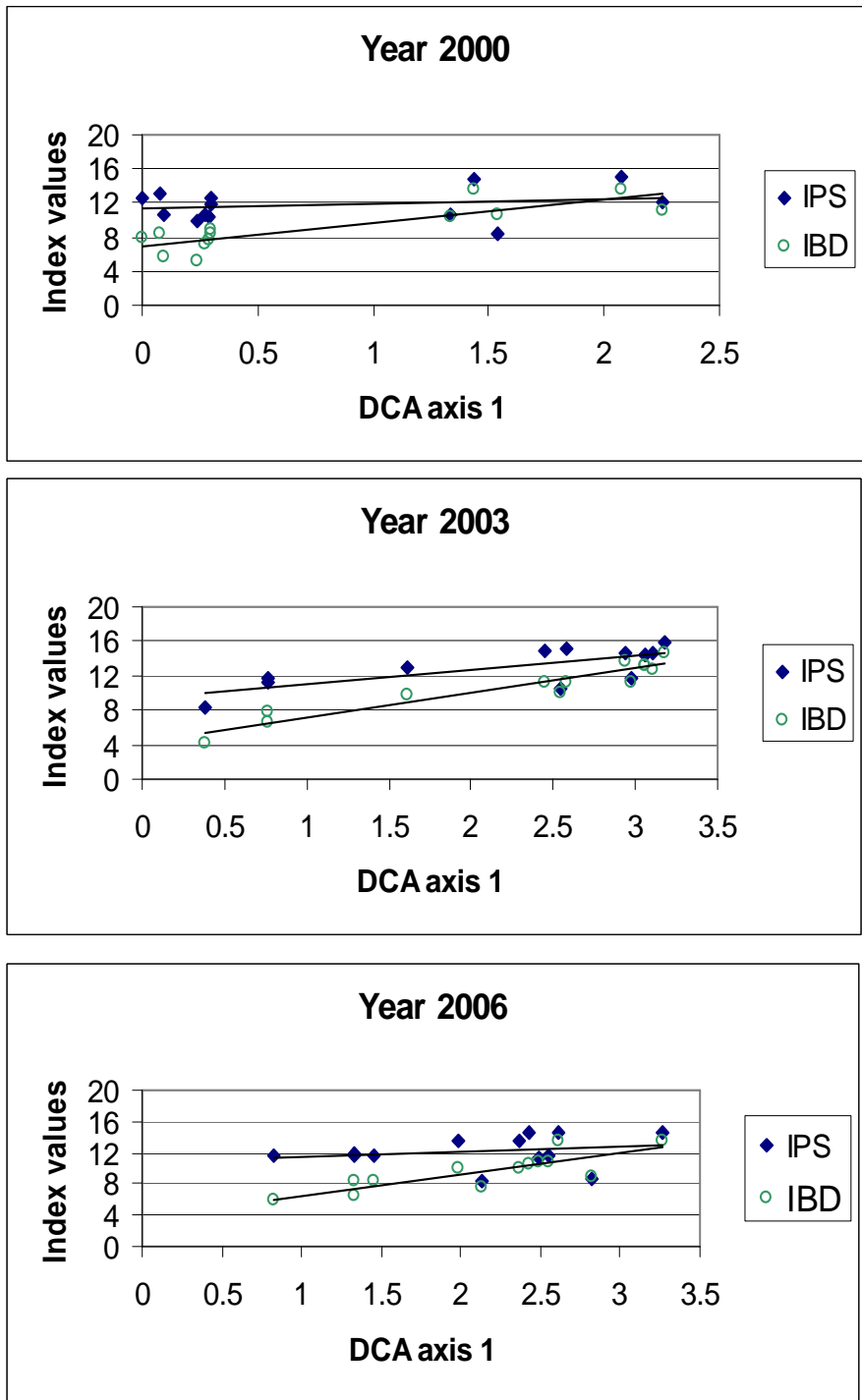


Figure 3-6: Relationship between the diatom assemblages obtained from a combined data set of all three years (expressed as coordinate of the first DCA axis) and their ecological indicator values (IPS and IBD).

The next approach for exploring the relationships between the biological and environmental data using multivariate analysis consisted of Canonical Corresponding Analysis (CCA) of the combined data sets for all three years (Table 3.4).

Table 3.4: Summary of CCA on combined data of all three years using forward selection.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.245	0.097	.0043	0.037	1.549
Species-environment correlation	0.901	0.763	0.755	0.689	
Cumulative % variance of species data	15.8	22.1	24.9	27.2	
Cumulative% variance of species -en't rela	48.3	67.5	76.0	83.3	
Sum of all unconstrained eigenvalues					1.549

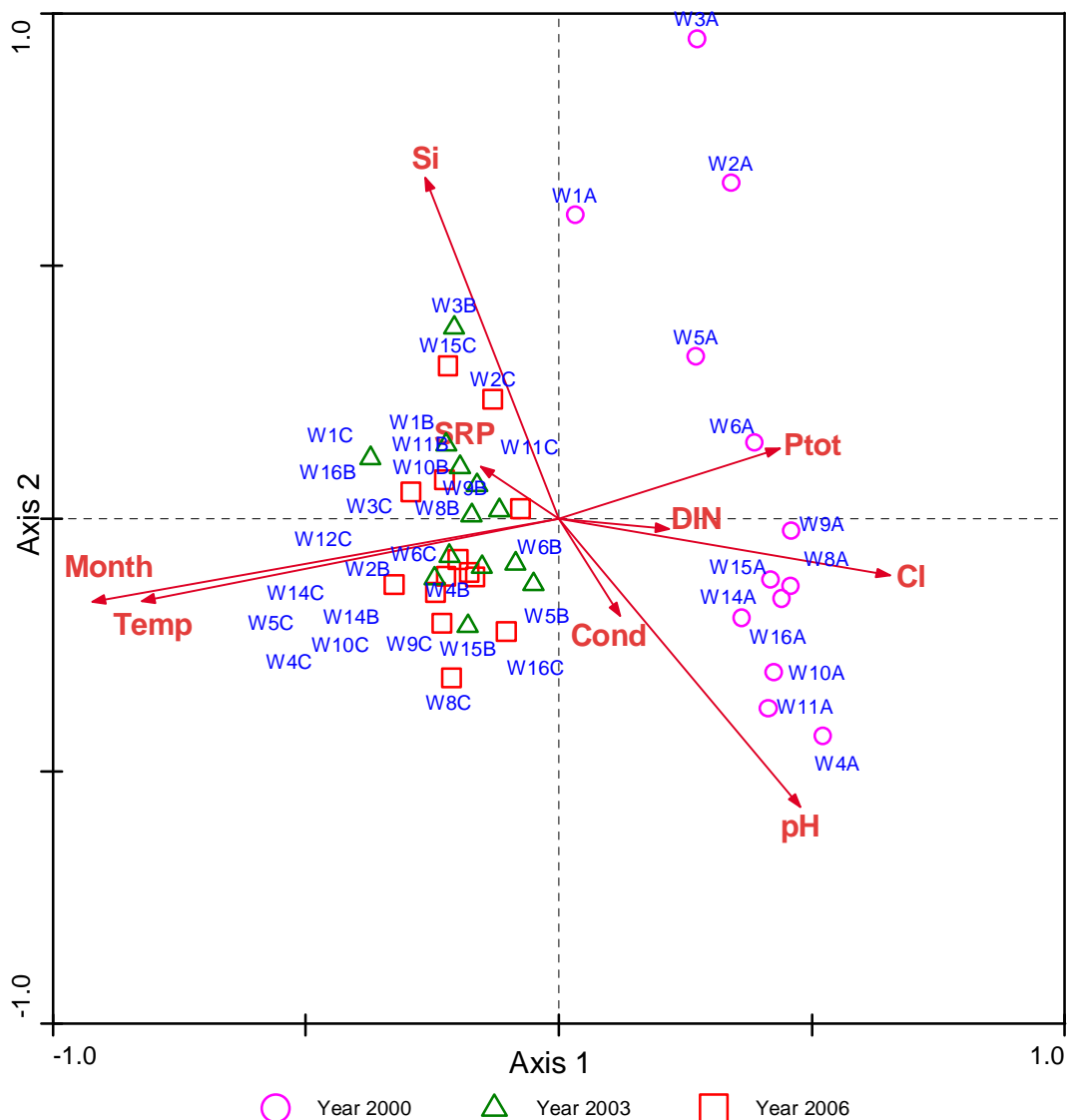


Figure 3.7A (legend see fig. 3.7 B)

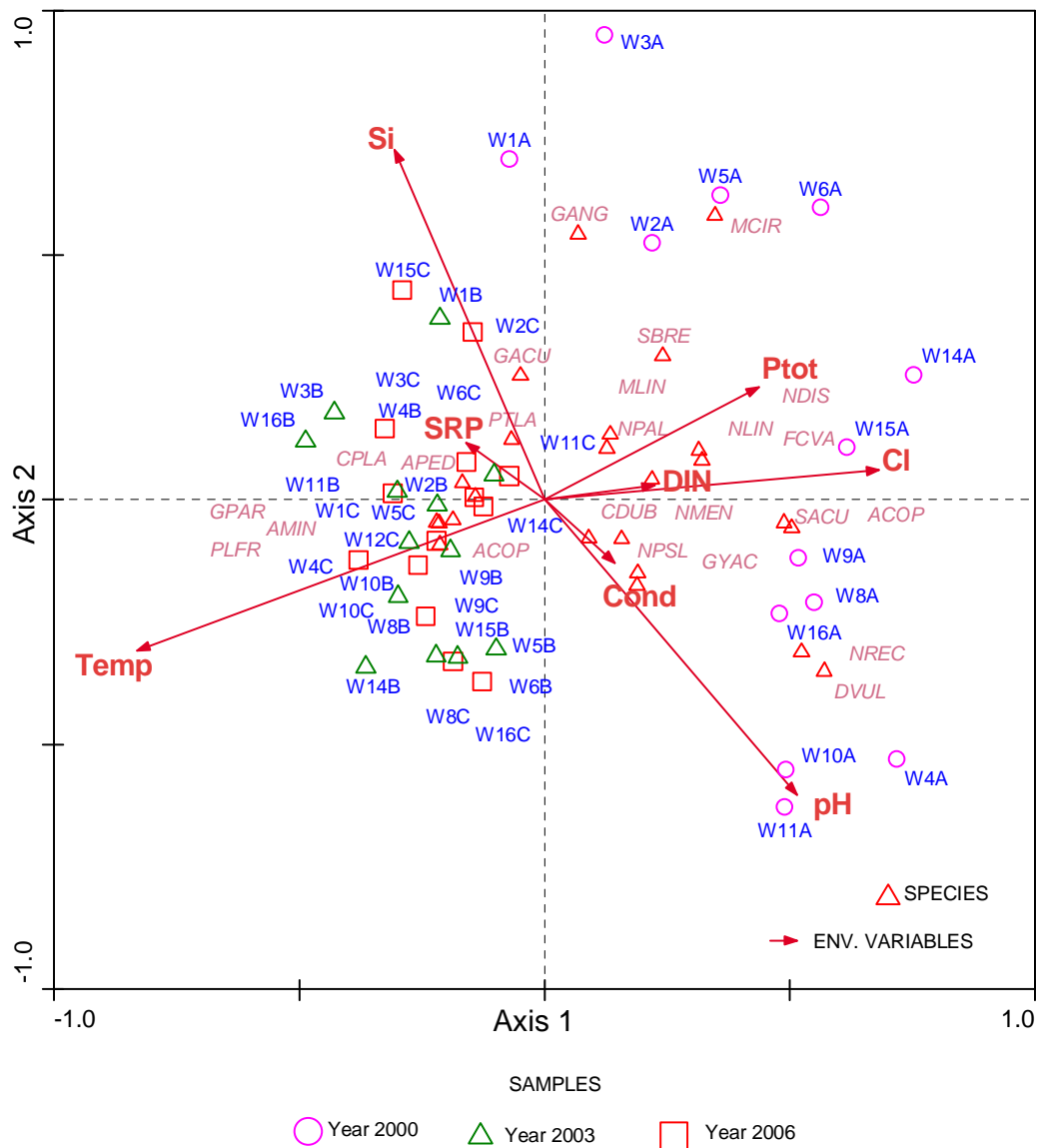


Figure 3-7B : CCA axes 1 and 2 showing sample scores generated from a linear combination of environmental vectors and the 13 sample sites for the year 2000, 2003 and 2006. Arrows show the direction and rate of variation of the environmental variables. The longer the arrow is, the more important the factor is for diatom community composition

A= Biplot on CCA axis 1 and 2 using measured environmental variables and including month as a variable

B= Triplot diagram of sites, environmental factors and the most abundant species using inclusion rule with species fit range of 22%.

The CCA simple scatter plots revealed that;

For nutrients,

- Total phosphate and chloride, are higher especially for W8, W9, W14, W15 and W16 in March of the the year 2000 (Fig. 3.7A).
- Total dissolved nitrogen (NO₂+NH₄+NO₃) and soluble reactive phosphate (SRP) were higher in summer in the years 2003 and 2006.
- Silicates were rather higher in the forested upstream due to the geological substrate as mainly sandy soil was found in these areas.

Time of sampling, based on the months; March, July and September were introduced as variables to investigate if the community change was due to changes in environmental variables that were measured or simply a seasonal change (Fig. 3.7A). Obviously, higher temperatures were found in July and chloride was more elevated in March due to runoffs from de-icing salt. Diatom species composition reacts visibly to these seasonality changes in the Woluwe River.

The most abundant species were then selected to get the triplot (Fig. 3.7B). *Achnantheidium minutissimum*, *Planothidium lanceolatum*, *Planothidium frequentissimum* *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* and *Gomphonema parvulum* were more likely associated with the natural substrates in the year 2003 and 2006 and thus, influence the environmental conditions in these locations. On the other hand, the species association of *Surirella brebisonii*, *Melosira lineata*, *Amphora copulata*, *Meridion circular*, *Nitzschia dissipita*, *Fragilaria capucina var. vaucheriae*, *Cyclostephanus dubium* and *Navicula menisculus* are common on the natural substrate in the year 2000 and are thus responsible for the environmental conditions in these locations

3.6.3 Relationship between measured Water Quality and Ecological quality

This relationship was also established between Index values (IPS and IBD) and the relevant chemical variables to check if diatom communities give index values that are related to measured chemical variables especially in situations where the river and sampling sites are situated at close vicinity to pond systems.

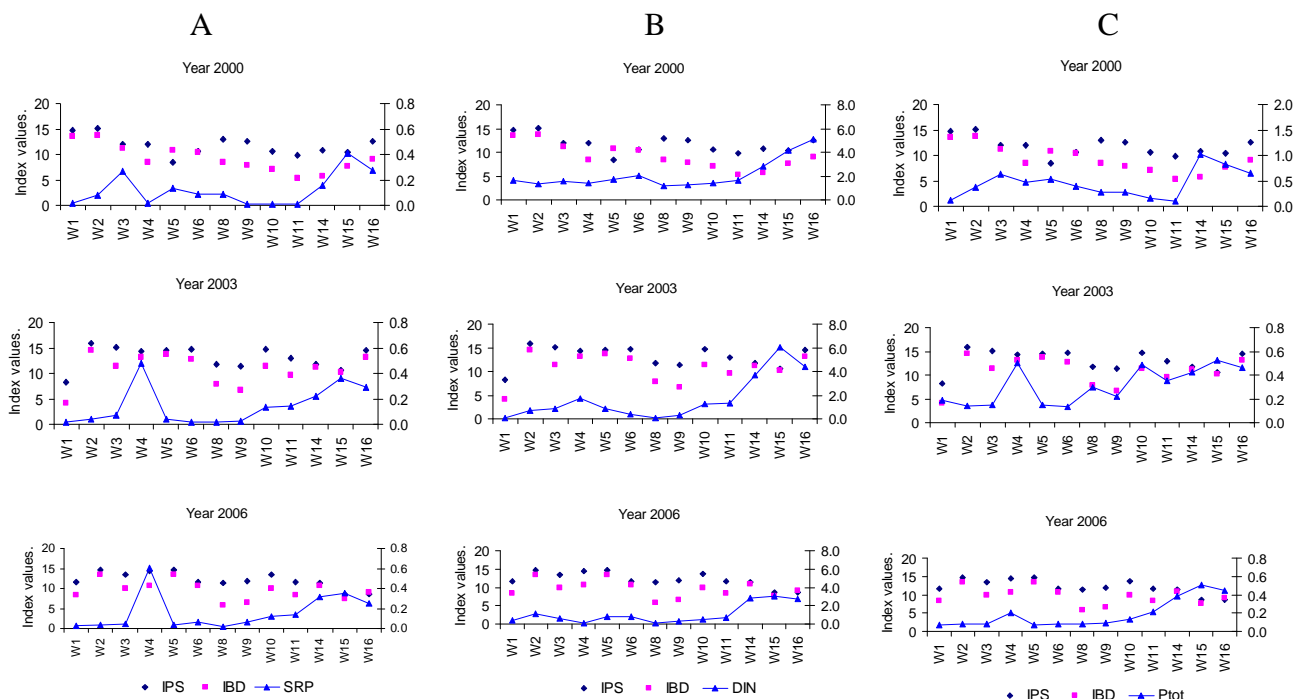


Figure 3-8 : Relationship between ecological values (IPS, IBD) and (from left to right) A: soluble reactive phosphate (SRP), B: dissolved inorganic nitrogen (DIN) and C: total phosphate (Ptot)

In the year 2000, SRP values were high in W3 and W15 (Fig. 3.8A) though the index values fall within the moderate class. SRP and P_{tot} were remarkably high at W4 in 2003 and 2006. This site is situated close to a turbid pond with direct inflow of pond water. This high value is probably due to internal loading in the pond as ponds are known to retain and release phosphorus from accumulated pools in the sediment, particularly in summer where concentrations rise and phosphorus retention may be negative during this period. These ponds too were filled with macrophytes, unlike in 2000 where sampling was done in March (winter) and SRP was quite low at W4. However, the index value in 2003 and 2006 remain high (moderate to good) which means that factors other than SRP determine the environmental condition for diatom species assemblages.

After a period of 6 years (2000 to 2006), dissolved inorganic nitrogen was low in all sites (Fig. 3.8B) in the Brussels capital region (except in W4 in the year 2003) as compared to the sites in Flanders (W14, W15 and W16). Total phosphate was higher at W3 than other sites in the Brussels capital region in 2000 (Fig. 3.8C).

Silicate was one of the significant variables and it is higher in the upstream samples as shown on Fig 3.7 of the CCA. However, silicate is never limiting in rivers due to presence of the siliceous bed rocks and continuous mixing of the water column.

3.7 Results: artificial substrates

3.7.1 Ecological Quality

Artificial substrates were used through a period of 6 years (1998 to 2004). The substrate placed at site W13 in 2000 was vandalized and could not be retrieved after colonization. This site was excluded from the analysis to standardize the comparison among years

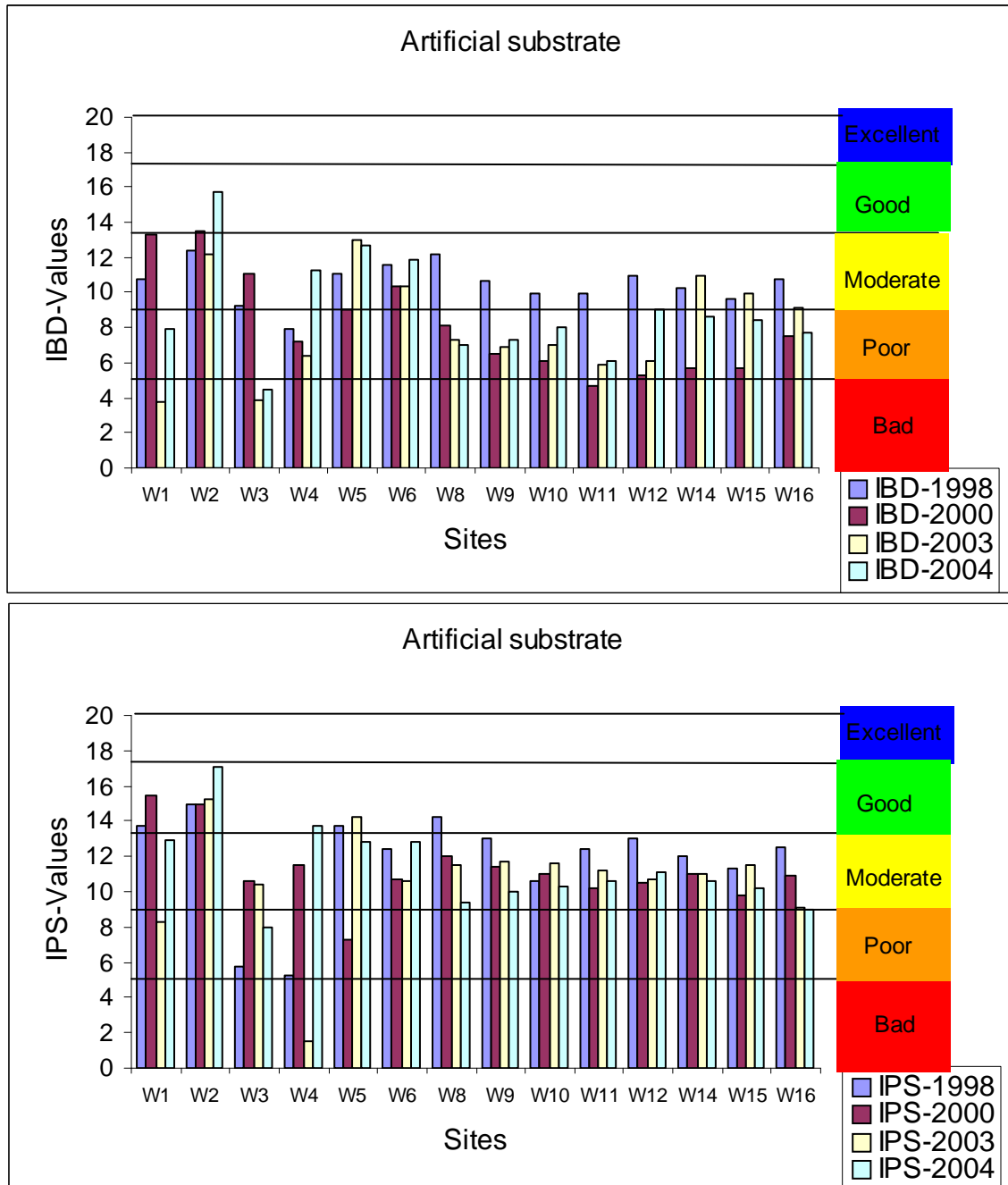


Figure 3-9 : IBD and IPS ecological indicator values 1998, 2000, 2003 and 2004 on artificial substrate.

Using IPS values (Fig 3.9), a number of sites were in the same ecological class for all four years (W2, W6, W9, W10, W11, W12, W14, and W15). The headwater W2 showed the highest quality in all four years (IBD/IPS from 13-17; which is good quality). In the other headwater sample W5, the index values were remarkably lower in the year 2000 (IPS/IBD= poor quality) as compared to the other years with IPS values in good quality and IBD in moderate quality (Fig 3.9).

Comparison between natural and artificial substrate were also made using the index values to check if diatom species exhibit substrate specificity. Both substrates were simultaneously sampled in the year 2000 and 2003. In 2003, two natural substrates were sampled (Stones and macrophytes) and one artificial substrate (acrylic wool). Macrophytes were found on fewer sites (W4, W10, W11, W13, W14, W15 and W16) than the other substrates.

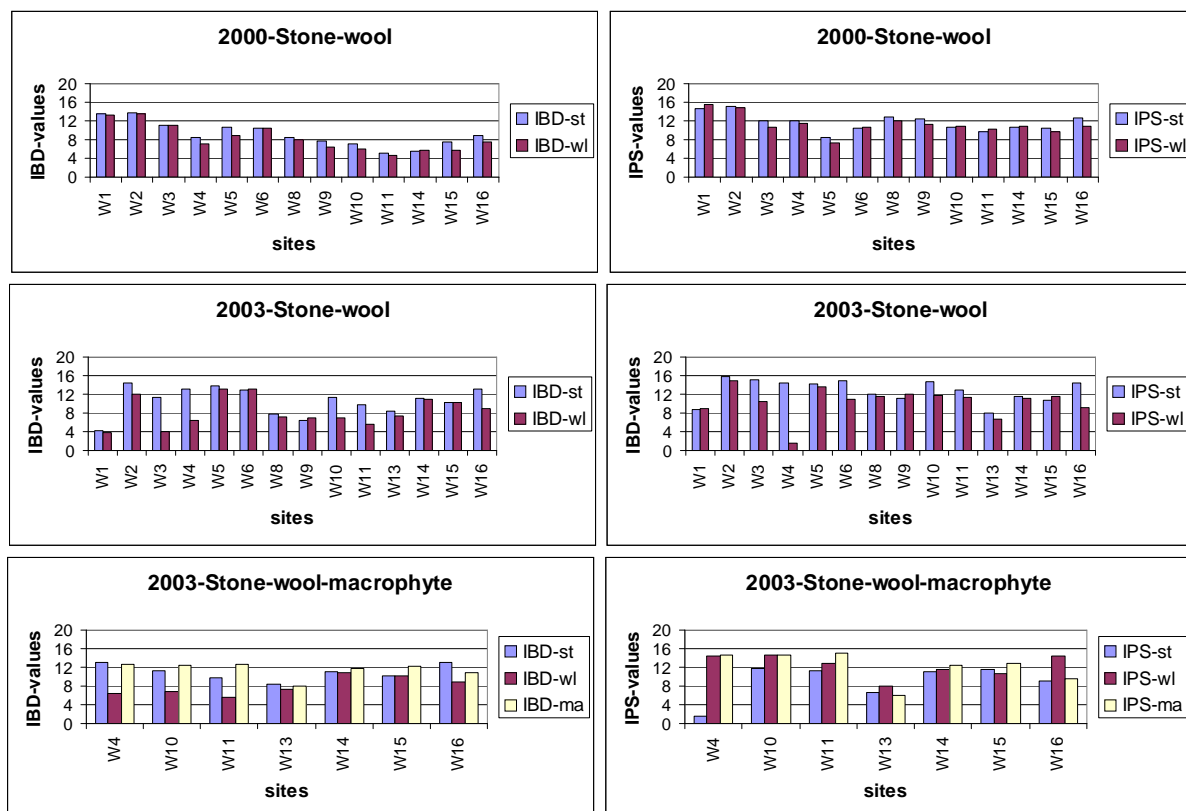


Figure 3-10 : Comparison of diatom community structure between natural and artificial substrates, using ecological indicator values (IBD and IPS) for each sample.

Table 3.5 T-test for Independent samples for year 2000 and 2003 (Significant difference at $p < 0.05$). Variables were treated as independent samples.

Group 1 vs. group 2	Mean group 1	Mean group 2	t- value	df	p	Valid N group 1	Valid N group 2	F-ratio
IBD-st vs. IBD-wl (2000)	9.123	8.369	0.69	24	0.496	13	13	1.189
IPS-st vs. IPS-wl (2000)	11.715	11.300	0.530	24	0.600	13	13	1.220
IBD-st vs. IBD-wl (2003)	10.557	8.292	1.946	26	0.06	14	14	1.141
IPS-st vs. IPS-wl (2003)	12.778	10.371	2.242	26	0.033	14	14	1.717
IBD-st vs. IBD-ma (2003)	10.9857	11.5000	-0.5	12	0.583	7	7	1.061
IBD-wl vs. IBDma(2003)	8.000	11.500	-3.510	12	0.004	7	7	1.462

In most of the sites, IBD and IPS values from artificial substrates (wool), were slightly lower than that for natural substrates (stone) in the year 2000 (Fig 3.10). However, t-test (Table 3.5) showed that there was no significant difference between these two substrates ($p > 0.05$). The same trend was seen in the year 2003. This was more visible in site W3, W4, W10, W11 and W16. This test was significant for IPS ($p = 0.033$) and not for IBD ($p = 0.583$). So, IBD values in 2000 and 2003 for stone and wool were not significant. The comparison among three different substrates (stone, wool and macrophyte) shows that wool gives lower IBD values than the other two substrates. This difference was significant ($p = 0.004$) between wool and macrophytes for IBD

Some studies have found that stream benthic diatoms do not have clear habitat preferences. Diatoms sampled from two natural habitats (epiphytic and epilithic) will definitely show similar communities between habitats within sites than between sites, for diatom communities varied between sites rather than habitats. This is seen in the work of Rothfritz et al (1997) (in their study of epiphytic and epilithic diatoms) who noticed that chemical effects were greater than effects due to habitats structure and altitude. Additionally, Winter and Duthie (2000) concluded that, the community structures of epiphytic, epilithic and epipellic diatoms were not consistently different. Thus it's needless to sample discrete habitat for water quality monitoring using diatoms, as monitoring of water quality is independent of the choice of the substratum.

However, both natural and artificial substrates are useful in monitoring and assessing ecological conditions in water bodies. They however have corresponding advantages and disadvantages. Most monitoring groups prefer sampling natural substrates whenever possible to reduce field time and improve application of ecological information. Periphyton can also be sampled from artificial substrates, placed in aquatic habitats and colonized over a period of time particularly in non-wadeable stream or rivers with no riffle areas. This is possible if the environmental impart measured in this way is a representative of those on the natural diatom community. When the Woluwe River was monitored in two years (2000 and 2003) using both natural and artificial substrates, IBD values gave no significant difference between substrates (wool and stone) which are constantly used for monitoring in these river.

Relationship between ecological values and relevant environmental variables for artificial substrates

This relationship was also established between Index values (IPS and IBD) from artificial substrate and the relevant chemical variables to check if diatom communities give index values that are related to measured chemical variables especially in situations where the river and sampling sites are situated at close vicinity to pond systems.

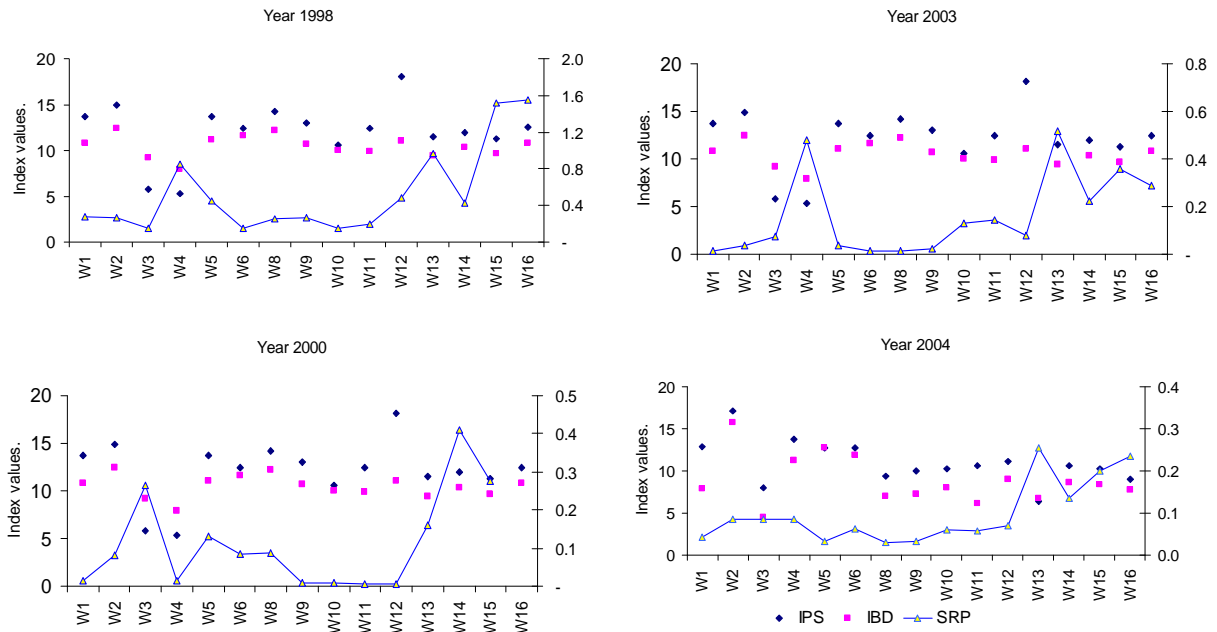


Figure 3-11A : Relationship between ecological values (IBD, IPS) and SPR for artificial substrates.

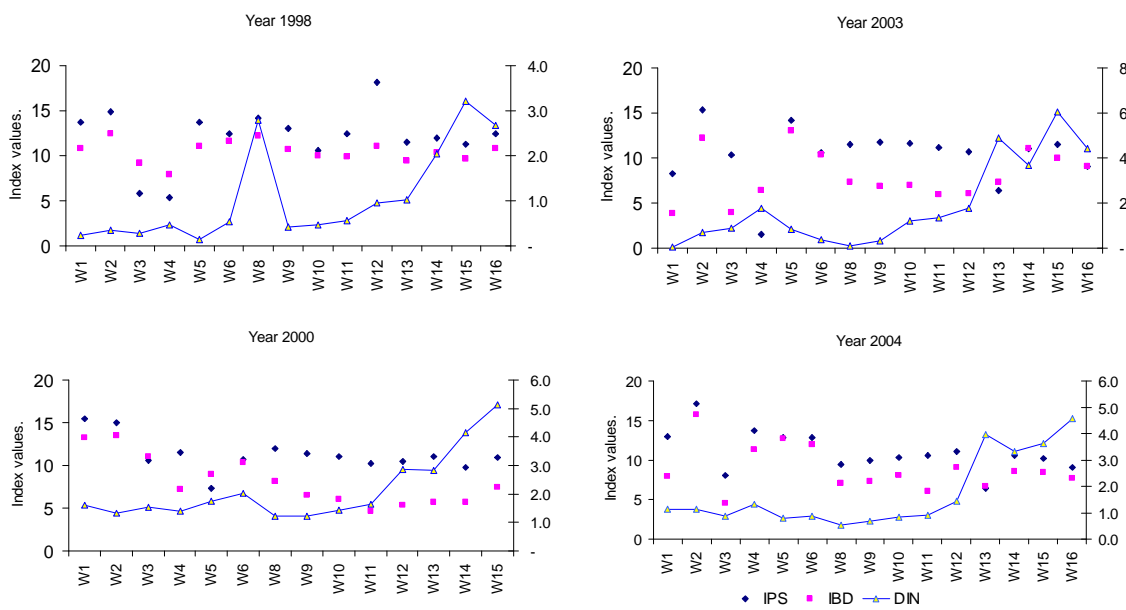
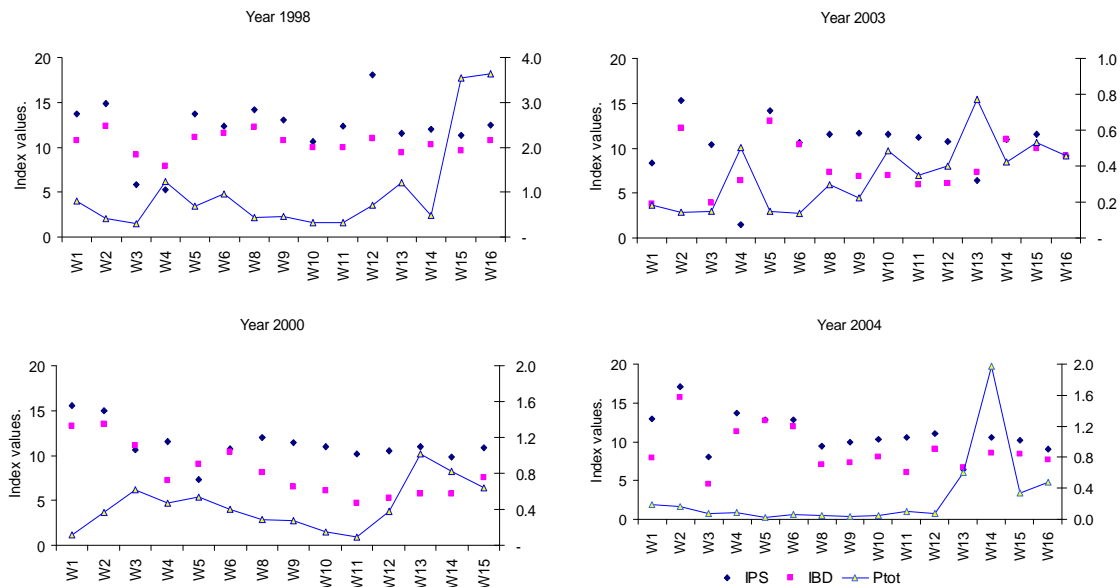


Figure 3-11B: Relationship between ecological values (IBD, IPS) and DIN for artificial substrates



Figur 3-121C: Relationship between ecological values (IBD, IPS) and Ptot for artificial substrates

In the year 1998, SRP values were slightly higher in W4 (with the lowest IBD values) than other sites in the Brussels Capital region (Fig 3.10A). In the year 2000, SRP values were high in W3 though the index values fall within the moderate class. SRP was remarkably high at W4 in 2003 but in 2004, there were no peaks. W4 as explained earlier is situated close to a turbid pond with direct inflow of pond water. This high value is probably due to internal loading in the pond.

In 1998, W8 showed higher values for dissolved inorganic nitrogen (DIN) than other sites in the Brussels capital region. This variable however remained low in subsequent years. After a period of 6 years (1998 to 2004), dissolved inorganic nitrogen (DIN) was low in all sites (Fig 3.10B) in the Brussels capital region (except in W4 in the year 2003) as compared to the sites in Flanders (W14, W15 and W16). Total phosphate was slightly higher in W4 in the year 1998 and 2003) as can be seen in fig. 3.11C.

3.8 Conclusion

Biological indicators are very important in assessing water quality. Particularly, epilithic diatoms possess a number of attributes which contribute to their suitability as quality indicators in running waters. The present study was designed to examine the long term dynamics (from year 1998 to 2006) of diatom species composition on the the Woluwe river catchment and to determine the best sampling period.

The first CCA axis which was significant ($p < 0.001$; Monte Carlo permutation test, 999 random permutation) represented a temperature (month) gradient from 2000 to 2006 (Fig.3.7A) which signifies that the time of sampling has an effect in species composition. The second CCA axis represented a silicate gradient from upstream to downstream as silicates were higher upstream while pH increases downstream probably due to increased phytoplankton indicating influence from the ponds. Stream sites may have different characteristics such as geology and riparian vegetation as with the case with upstream Woluwe (W2 and W5).

Diatom communities changed visibly between years both on natural and artificial substrates. These changes could mostly be attributed to time of sampling since over the years, samples were taken in different months. The period of March gave the best gradient from upstream to downstream. The influence of shading, heterogeneity (canopy cover is not uniform) and temperature difference could be avoided during March which presents the best sampling period.

Based on water quality variables, water quality did not change drastically from 1998 to 2006 though mean values for P_{tot} (from all 13 sampled sites) was significantly different between 2000 and 2006. There were some changes in IBD and IPS values but in most cases, they were still in the same ecological class. The downstream sites had moderate quality while the upstream were between moderate and good quality. In situations where an upstream forested site receives pond water (e.g. W1, W3), the diatom community is dominantly planktonic thereby lowering the index values. This confirms that community structure of phytobenthos which is dominated by diatoms in the Woluwe headwaters are drastically affected by flow-through ponds which contributes to lowering of the ecological quality of this river as determined by the index values.

To assess the ecological status of heavily modified urban waters like the Woluwe River, the European Water framework Directive requires definitions of good ecological potential and the design of classification tools for specified biological quality elements.

Seasonal factor was more in determining diatom species composition than substrate type and habitat differences between the upstream and downstream sites were pronounced due to the presence of the ponds. With or without planktonic species, there is always a gradient from upstream to downstream (River continuum theory) but ponds somehow enhance or make the difference in habitat more visible. This study provides evidence that with no or lesser pond influence, the ecological quality of downstream sites (W4, W8, W9, W10, W11, and W12) could be improved.

4. Algemene conclusie

Bij de **spatiale vergelijking** is er voor de macrofyten een trend te zien waarbij een 'bovenloop' en 'benedenloop' onderscheiden worden. De 'bovenloop' wordt gekenmerkt door een grotere soortenrijkdom terwijl de 'benedenloop' minder soorten bezit of gedomineerd wordt door *Callitriche obtusangula* en *Nasturtium officinale*. In ongeveer de helft van de onderzochte afstand in de Woluwe rivier, wordt een GEP behaald, terwijl voor de andere helft (voornamelijk in de strook tussen "Terbronnen" en "Hof ter Musschen") slechts een M of een O wordt toegekend.

De macrofyten kunnen gemonitord worden in een strook van ca. 2400 m, terwijl de diatomeeën vanaf de bron, over de ganse lengte kunnen gebruikt worden. De diatomeeën geven geen belangrijke verschillen in soortenrijkdom, maar wel in hun samenstelling. De bovenloop vertoont globaal genomen hogere waarden voor een diatomeeën index (IPS) dan de benedenloop. De invloed van deze vijvers, waar de waterloop rechtstreeks doorheen stroomt, is waarneembaar en leidt tot een lagere kwaliteitsklasse.

De **temporele vergelijking tussen 1998, 2002, 2004, 2005 en 2006** toont voor de macrofyten volgende tendensen:

- Een duidelijke verbetering in de ecologische kwaliteit sedert 1998
- Een toename van spontane emergente soorten (niet aangeplant).
- Een daling van de frequentie van enkele submerse soorten. Zo daalt *Potamogeton pectinatus* vooral aan het begin van de stroom. Andere voorbeelden van soorten die een daling vertonen zijn: *Potamogeton crispus*, *Zannichellia palustris* en *Eloдея nuttallii*.
- Na aanplanting van riet, lisdodde, gele lis enz. in 2002 vertonen deze nieuwe soorten geen dynamiek tot 2006.

Diatomeeën wijzigen wel in hun soortensamenstelling overheen de jaren, maar de index (IPS) geeft aan dat deze meestal in dezelfde ecologische toestand blijven. Een verbetering in de waterkwaliteit in de periode tussen 1998 en 2002 (vb. minder Totaal fosfaat) heeft niet geleid tot een verhoging in ecologische kwaliteit. De bovenlopen hebben hetzij een goede of matige ecologische kwaliteit, terwijl de benedenloop een matige kwaliteit blijft aanhouden. De invloed van de vijvers waar de waterloop doorheen stroomt is verondersteld de index waarden te verlagen en te homogeniseren.

De **temporele vergelijking tussen juli en september 2006** (na hevige regenval in augustus) toont voor de volledige waterloop een daling in het aantal soorten. De spatiale variatie is echter groot. Voor elk stuk is een eigen dynamiek te zien in bv. behoud en verlies van submerse soorten, verlies van *Lemna* en filamenteuze algen,....

Voor de **bepaling van de EQR** voor macrofyten raden we een vereenvoudigde methode aan (een licht aangepaste methode van 2004, zonder verlies van informatie). Hiervoor wordt op het terrein best per 10 meter de abundantie van de kwelindicatoren, hydrofyten en helofyten geschat volgens de weergegeven klasse. Soortopname per 2 meter is echter nog steeds nodig voor de berekening van de IBMR.

Voor de macrofyten kunnen een aantal ingrepen de EQR vermoedelijk verhogen:

- Sterke beschaduwning door overhangende bomen vermijden (snelle realisatie is mogelijk). Dit is vooral een maatregel die kan genomen worden in de strook tegenover het Terbronnen park en nabij 'in de Kwak'. De strook nabij 'in de Kwak' heeft ook een hard substraat dat voor macrofyten een beperkende factor zal blijven.
- Verruiging van de oevers tegengaan door een gepast bermbeheer voor de sites met een hoog potentieel (vb. tegenover de Mellaertsvijvers aan het Woluwepark, aan het Bronnenpark en aan Hof te Musschen.
- Zware regenval in 2006 heeft een duidelijk waarneembaar effect gehad op de soortensamenstelling en kan de uiteindelijk berekende kwaliteitsklasse wijzigen. Een waarneming zowel bij aanvang zomer als op einde van zomer wordt aanbevolen (indien slechts één waarneming, dan wordt de maand juli aanbevolen).

Op basis van de diatomeeën stellen we voor om in het voorjaar (periode maart -april) te monitoren omdat dan de meest duidelijk gradient aanwezig is (uitsluiting van effecten door beschaduwning, van de temperatuursverschillen aan bron tot benedenloop). Maatregelen om de EQR te verhogen en een GEP te behalen over een groter gedeelte van de waterloop, zijn, naast de gebruikelijke adviezen tot algehele verbetering van waterkwaliteit en vermindering van stedelijke run-off:

- Vermindering van de rechtstreekse invloed van de vijvers, in het bijzonder de visvijvers en doorstroom vijvers.
- Verbetering van de waterkwaliteit in de vijvers.

5. Referenties

- AMINAL, 2002. Referentietoestand van waterlopen van het Vlaamse gewest op basis van historische gegevens. Depotnummer D/2002/3241/365.
- Barbour, T.M., Gerritsen, J., Snyder, D.B., Stribling, B.J., 1997. *Revision to rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers*. United States Environmental
- Boudjéma, S. & Triest, L., 2001. Application and development of novel methods to assess the biodiversity of diatoms in polluted and non-polluted running waters of Brussels. Final report, Brussels Capital Region, Ministry of Economic Affairs, Division Competitivity, 71 pp.
- Coleman, R. & Pettigrove, V., 2001. Waterway assessment in the Western Port Catchment: The health of the Lang Lang River. Waterways Group Melbourne Water Corporation.
- Eaton, D. A., Clesceri, S. L., Greenberg, E. A., 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American water Works Association, and Water Environment Federation; Washington DC, USA
- Haury, J., M. C. Peltre, M. Tremolieres, J. Barbe, G. Thiebaut, I. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller, A. Dutartreg, C. Laplace-Treyture, A. Cazaubon & E. Lambert-Servien, 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153-158.
- Hill, M.O., 1994. DECORANA and TWINSpan, for ordination and classification of multivariate species data: a new edition together with supporting programs, in FORTRAN 77
- Janauer, G. A., 2001. Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? *J. Limnol.* 60 (Suppl. 1): 33-38.
- Jochems, H., A. Schneiders, L. Denys & E. Van den Bergh, 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM. KRLW-Typologie. 2001. (met cd-rom) 51 pp.
- Kaur, P. & Triest, L., 1998. Impact assessment of water quality in the river Woluwe basin using benthic diatoms on natural and artificial substrates: standardisation and their significance as ecological indicators of water quality. Brussels Hoofdstedelijk Gewest, 54 p. + bijlagen 13 p.
- Kent, M. & Coker, P., 1996. Vegetation description and analysis, A practical approach. Jhon Willey & sons. Chichester. New York, 363pp.
- Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J., Ector, L., 1999. Le logiciel OMNIDIA version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie Algologie* 20: 132-134
- Ndiritu G., Gichuki GNN, Kaur P, Triest L. 2003. Characterization of environmental gradients using physico-chemical measurements and diatom densities in Nairobi River, Kenya. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 6: 343-354.
- Ndiritu, G.G., Gichuki, N.N. & Triest, L., 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, central Kenya. *Biodiversity and Conservation*. 15: 3267-3293
- Potapova, M.G. & Charles, D.F., 2002. Benthic diatoms in USA Rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29: 167-187.
- Prygiel, J. & Coste, M., 2000. Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T90-354. Agences de l'eau - Cemagref, Bordeaux, France: 133 pp.

- Reis, J., 2000. Diatoms as indicators in pond-river interactions (VUB, MSc thesis, SOCRATES programme)
- Rothfritz, H., Juttner, I., Suren, M. A. & Ormerod, J. S., 1997. Epiphytic and epilithic diatoms communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: Implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Arch. Hydrobiol.* 138 (4) 465-482
- Stevenson, J. & Bahls, L.L., 1999. Periphyton protocols. In *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C
- Ter Braak, C. J. F., 1995. Ordination. Chapter 5 in: *Data analysis in Community and Landscape Ecology* (Jongman R. H. G., ter Braak, C. J. F. & van Tongeren O. F. R. Eds) Cambridge University Press, Cambridge, UK, 91-173pp
- Ter Braak, C. J. F. & Gremmen, N. J. M., 1987. Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. *Vegetatio*, 69, 79-87.
- Ter Braak, C. J. F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetation*, 69, 69-77.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P., 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: software*
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S., De Pauw, N., 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology* 35: 183-194
- Triest, L., 2004. Macrofyten monitoring in een soortenarme mesotrofe kleine beek (Woluwe): Impact van spatio-temporele variabiliteit. In: Schneiders, A., Denys, L., Jochems, H., Vanhecke, L., Triest, L., Es, K., Packet, J., Knuysen, K., Meire, P., 2004. Ontcikkelen van een monitoringssysteem en een beoordelingssysteem voor macrofyten in oppervlakte wateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België, UA en VUB in opdracht van VMM, Brussel.
- Van de Vijver, B. & Beyens, L., 1998. Diatoms and water quality in the Kleine Nete, a Belgian lowland stream. *Limnologica* 28: 145-152.
- van den Berg, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlatten waterflora
- Van Tendeloo, A., Gosset, G., Breine, J., Belpaire, C., Josens, G. & Triest, L., 2004. Uitwerking van een ecologische-analyse methodologie voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in toepassing van de Kaderrichtlijn water 2000/60/EG, 190 pp + annex 75 pp
- Winter, G. J. & Duthie, C. H., 2000. Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology*, 34: 345-353