

Inlaten van Leiewater in de “Afgraving” – Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen- Ossemeersen, Gent

Jo Packet, Gerald Louette & Luc Denys

INBO.R.2011.09

Auteurs:

Jo Packet, Gerald Louette & Luc Denys
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

luc.denys@inbo.be

Wijze van citeren:

Packet J., Louette G. & Denys L. (2011). Inlaten van Leiewater in de “Afgraving” – Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen, Gent. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.9). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2011/3241/106

INBO.R.2011.9

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

Jo Packet

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Stad Gent, Departement Milieu, Groen en Gezondheid (Groendienst)

Inlaten van Leiewater in de "Afgaving" – Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen, Gent

Studieopdracht uitgevoerd in opdracht van de Stad
Gent, Departement Milieu, Groen en Gezondheid
(Groendienst)

Jo Packet, Gerald Louette & Luc Denys

INBO.R.2011.9
D/2011/3241/106
EVINBO/2008039

Dankwoord

Graag danken we Filip Smagghe, Bart De Muynck en de overige leden van de beheerscommissie voor hun bijdragen.

Bart Moens, Inge Van Cauwenberghe en Gerrit Genouw verrichtten de laboratoriumanalyses. Geert Spanoghe bezorgde avifaunagegevens, Klaas Debusschere en Piet De Becker uittreksels uit de WATINA-databank. Sander Devisscher was behulpzaam bij de bemonstering van het visbestand.

Robert Jooris danken we voor de determinatie van de schildpadden, Laure Agten voor het invoeren van gegevens. Het personeel van de Groendienst verzorgde een vlotte toegang tot het gebied.

Tevens onze dank aan Willy Huybrechts voor zijn bijdrage aan de voorbereiding van deze studie.

Samenvatting

De Afgraving is een jonge, zeer ondiepe plas (12,7 ha) in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen te Gent. Om de aantrekkelijkheid voor avifauna te vergroten en snelle opslag van wilgen op 's zomers droogvallende delen tegen te gaan, wenst de beheerder het waterpeil te verhogen. Hiertoe kan water ingelaten worden vanuit verschillende wateren in de omgeving, maar er is onvoldoende geweten omtrent de waterkwaliteit en de kans op kolonisatie door invasieve exoten om de meest geschikte optie hiervoor te bepalen. In deze optiek is een richtinggevend onderzoek uitgevoerd naar aspecten van de fysisch-chemische waterkwaliteit, de vegetatie, het visbestand en het zoöplankton van de depressie en enkele wateren in de onmiddellijke omgeving.

De nutriëntenbelasting van de Afgraving is uitgesproken hoog. Mineralisatieprocessen, interne eutrofiëring en avifauna (bijzonder aalscholvers, kokmeeuwen en zilvermeeuwen) zijn hierbij belangrijke factoren. Een slecht lichtklimaat, begrazing door watervogels en een slap, organisch bodemsubstraat zorgen er voor dat ondergedoken vegetatie zich nauwelijks kan handhaven. Begrazing door ondermeer ganzen vertraagt ook de uitbreiding van riet. Nitrofiële pioniers en ruigtekruiden domineren de emerse begroeiing. Al bij al is de structuurvariatie gering. Een autonome verbetering van de ecologische kwaliteit is op korte termijn onwaarschijnlijk. De meeste exoten die in de omgeving voorkomen zijn reeds in de plas aanwezig.

Verhoging van het waterpeil tot het gewenste niveau zou de ontwikkeling van wilgenstruweel in droge jaren beperken, maar de kwaliteit van alle wateren in de omgeving van waaruit in de zomer voldoende water aangevoerd kan worden is onvoldoende. Bijzonder de fosforbelasting verdient aandacht, vermits voorzuivering in het gebied zelf op dit vlak problematisch lijkt. Er wordt voorgesteld om voorlopig het droogvallen van grote delen zo goed mogelijk te beperken door intern peilbeheer. De uitbreiding van riet kan best actief gestimuleerd worden. Zonder verlaging van de nutriëntenbelasting is biomanipulatie van het visbestand weinig zinvol.



Overzicht van de Afgraving (13-9-2010, J. Packet).

English abstract

The "Afgraving" is a wetland with very shallow water (12.7 ha) in the Municipal Nature Reserve Bourgoyen-Ossemeersen near Gent. It was created in 2006 when the surface was levelled to slightly below the original alluvial top soil. To increase attractiveness for certain water birds and impede the extensive development of willow shrubs on the wide banks during dry summers, the managers consider keeping water levels higher by drawing water from nearby surface waters. However, concerns exist on the water quality of the possible sources and the possible facilitation of colonisation by exotic species. To inform on appropriate management options, aspects of the physical-chemical condition, vegetation, fish assemblage and zooplankton of the depression and nearby waters are examined.

The nutrient loading of the Afgraving already appears to be excessive, with mineralisation processes, internal eutrophication and avifauna (especially cormorants, black-headed gulls and European herring gulls) as important factors. Poor light conditions, intensive grazing by water birds and accumulation of highly fluid organic mud offer little opportunity for the development of any submerged plants. Grazing by, among others, geese slows down the expansion of reed. Nitrophilous pioneers and ruderal species dominate the emergent vegetation. Overall, habitat diversity is low and any autonomous improvement of ecological quality is unlikely to occur. The potential non-indigenous invaders that occur in surrounding waters are already present in the depression as well.

Increasing the summer water level to the point envisaged by the managers would effectively prevent the establishment of willows from seed in drier years, but the chemical quality is quite unsatisfactory for all sources that might supply ample quantities of water. It appears unlikely that phosphorus concentrations of intake water can be reduced sufficiently by means of a surface-flow wetland without substantial maintenance efforts and more comprehensive measures will be required first. In the mean time, it is proposed to adapt the water level management within the reserve in order to prolong inundation and actively stimulate the development of reed fringes. Fish-stock management is not considered useful at present.



Overview of the Afgraving (9-7-2010, J. Packet).

Inhoud

1	Inleiding.....	7
1.1	Situering van de opdracht	7
1.2	Opzet van de studie	7
1.3	Inhoud van het rapport	8
2	Methodiek	9
2.1	Waterkwaliteit.....	9
2.2	Vegetatie	9
2.3	Vissen.....	10
2.4	Zoöplankton	12
2.5	Nutriëntenbelasting door watervogels.....	12
3	Resultaten	13
3.1	Waarnemingen m.b.t. de Afgraving.....	13
3.1.1	Weersomstandigheden en waterstand	13
3.1.2	Bodem.....	13
3.1.3	Algemene fysisch-chemische karakteristiek	13
3.1.3.1	Alkaliniteit en geleidbaarheid	13
3.1.3.2	pH en opgeloste zuurstof	14
3.1.3.3	Doorzicht en fytoplankton	14
3.1.4	Nutriënten en macro-ionen.....	15
3.1.4.1	Fosfor, stikstof, en silicium.....	15
3.1.4.2	Macro-ionen.....	17
3.1.5	Vegetatie.....	18
3.1.6	Vis	20
3.1.7	Zoöplankton.....	23
3.1.8	Oppervlakte open water in relatie tot grondwaterpeil	25
3.1.9	Synthese huidige toestand van de Afgraving	26
3.2	Scenario's voor peilverhoging door wateraanvoer	27
3.2.1	Alternatieven: kwantiteit en kwaliteit	27
3.2.2	Biologische voorzuivering als milderende maatregel.....	30
3.3	Nutriëntenaanvoer door watervogels.....	31
4	Besluiten	33
4.1	Algemene omstandigheden.....	33
4.2	Verwachte autonome vegetatieontwikkeling	34
4.3	Verwachte effecten van peilverhoging op de vegetatieontwikkeling.....	36
4.4	Verwachte effecten van peilverhoging op het voorkomen van exoten	36
4.5	Mogelijkheden voor peilverhoging.....	37
4.5.1	Bevloeiingsscenario.....	37
4.5.2	Intern peilbeheer.....	37
4.6	Aanvullende maatregelen ter bevordering van waterkwaliteit en gewenste vegetatiestructuur.	37
4.6.1	Slibruiming	37
4.6.2	Evenwichtig visbestand.....	38
4.6.3	Aanplanten en beschermen van riet.....	38
4.6.4	Watervogels	38
	Referenties	39
	Bijlage 1. Methoden fysisch-chemische analyse	42
	Bijlage 2. Vegetatiesamenstelling.....	43

Lijst van figuren & tabellen

Figuur 1.	Situering van de plaatsen waar de fysisch-chemische waterkwaliteit werd gemeten. In de "Afgraving" is een mengmonster genomen van het open water.	9
Figuur 2.	Situering van de bemonsteringslocaties van het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Vijf wateren (blauwe lijnen: Plas, Ringsloot, Loopgracht, Oude Leie en RWZI-afvoer) zijn onderzocht met elektrovisserij (groene stippen) en dubbele schietfuisen (rode stippen).	10
Figuur 3.	Illustratie van de gebruikte bemonsteringsmethoden voor het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (13-9- 2010,). Foto links: elektrovisserij (S. Devisscher), foto rechts: dubbele schietfuisen (G. Louette).	11
Tabel 1.	Weersomstandigheden en waterstand in de plas op het moment van fysisch-chemische bemonstering.	13
Tabel 2.	Algemene karakteristiek van het mengmonster uit de Afgraving.	14
Figuur 4.	Verloop van geleidbaarheid (as links) en alkaliniteit (as rechts) in het water van de plas.	14
Figuur 5.	Variatie in pH (as links) en zuurstofverzadiging (as rechts) in het water van de plas tijdens de meetperiode.	15
Figuur 6.	Variatie van de concentraties aan zwevende stof (as links) en van chl a en faeofytine (as rechts) in het water van de plas tijdens de meetperiode.	15
Tabel 3.	Waarden van chemische variabelen opgemeten in de Afgraving (schuin indien $\leq$ bepalingsdrempel).	16
Figuur 7.	Variatie in totaalfosfor en orthofosfaatfosfor in het water van de plas tijdens de meetperiode.	17
Figuur 8.	Variatie in opgeloste stikstofcomponenten in het water van de plas tijdens de meetperiode.	17
Figuur 9.	Variatie van calcium en sulfaat in het water van de plas tijdens de meetperiode.	18
Figuur 10.	Vegetatiezones in en rond de Afgraving.	19
Figuur 11.	Begroeiing met hoofdzakelijk rode ganzenvoet in de Afgraving (9-6-2010, J. Packet).	19
Tabel 4.	Samenstelling van het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen uit een vroegere periode (1989-2001; Samsen 2000, 2001) in vergelijking met de actuele situatie (september 2010). Het aantal kruisjes per soort geeft de dominantie in de visgemeenschap weer (xx: dominant, x: aanwezig).	21
Figuur 12.	Jonge karper uit de Afgraving (13-9-2010, J. Packet).	21
Tabel 5.	Samenstelling (aantal individuen) van het visbestand bemonsterd door middel van elektrovisserij in vijf wateren in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Voor elke soort wordt tussen haakjes het bereik van de standaardlengte van de gevangen individuen weergegeven. Het gemiddeld aantal individuen (gem.) over het aantal steekproefpunten is voorgesteld samen met de standaardfout (s.e.).	22
Tabel 6.	Samenstelling (aantallen individuen) van het visbestand bemonsterd door middel van dubbele schietfuisen in drie wateren in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Voor elke soort is het bereik van de standaardlengte van de gevangen individuen weergegeven tussen haakjes.	22
Tabel 7.	Beoordeling van het kwaliteitselement vis in de Afgraving (september 2010; EKC: Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt) op basis van de gemiddelde VPEI (vangst per eenheid van inspanning) voor twee bemonsteringsmethoden (elektrovisserij: 14 punten en dubbele schietfuisen: 3 punten). Voor alle te scoren variabelen is de waarde gerelateerd aan een klasse (1-5) en gemiddeld over de variabelen heen. Dit getal wordt verdubbeld en gedeeld door 10 om een beoordeling op de 0-1 schaal te verkrijgen, zoals voorgeschreven door de Kaderrichtlijn Water.	23
Tabel 8.	In de Afgraving (juni, augustus, september en november 2010) en aanpalende wateren (augustus en november 2010) aangetroffen watervlosoorten.	24
Figuur 13.	Biomassaverloop van het totaal zoöplankton en de verschillende zoöplanktongroepen doorheen het jaar in de Afgraving.	25

Figuur 14. Grondwaterpeilfluctuaties in het gebied (bron WATINA, INBO; zie Figuur 15 voor situering van de peilbuizen).	25
Figuur 15. Benadering van de omtrek van de plas bij verschillende waterpeilen (m TAW) en situering van peilbuizen.	26
Tabel 9. Gemiddelde waarden van de variabelen in de zomer (juni-september) op alle meetplaatsen.	27
Figuur 16. Verloop van TP-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.	28
Figuur 17. Verloop van TN-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.	28
Figuur 18. Verloop van chemisch zuurstofverbruik (CZV) op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.	29
Figuur 19. Verloop van TS-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.	29
Tabel 10. Geschatte aanvoer en belasting van stikstof en fosfor door watervogels.	31
Figuur 20. Onder de aalscholverkolonie (9-6-2010, J. Packet).	32
Figuur 21. Schaarse rietstengels aan de zuidzijde van de Afgraving. Alle oudere bladeren zijn door ganzen ingekort (9-6-2010, J. Packet).	35

1 Inleiding

1.1 Situering van de opdracht

In het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen te Gent is na het afgraven van de "Schapenweide" in 2006 een ondiepe waterplas ontstaan, de zgn. Afgraving, die een grote aantrekkingskracht uitoefent op avifauna. Voor deze avifauna lijkt een constant peil van $\pm 5,43$ m TAW in de zomer noodzakelijk. In droge zomers is het onmogelijk om het waterniveau op dit constant peil te houden zonder externe aanvoer van water. Bij droogvallen van de waterbodem bestaat de kans dat wilgen in snel tempo gaan kiemen. Een te sterke en algemene ontwikkeling van wilgenstruweel zou het verlies van open water betekenen, terwijl veeleer een meer gevarieerd habitat wordt beoogd, waarbij open water en rietkragen de grootste oppervlakte innemen en de ontwikkeling van wilgenstruweel eerder beperkt blijft.

Om de ontwikkeling van struweel tot een minimum te beperken wordt geopteerd om het waterpeil in de droogste perioden voldoende hoog te houden. Dit kan door water uit het gebied zelf of aangrenzende waterlopen naar de plas te leiden. Technisch is het momenteel mogelijk om water uit de nabijgelegen Leiearm gravitair in de plas te laten instromen. Dit wordt dan ook als de meest haalbare optie beschouwd. Verder zijn er nog alternatieve bronnen zoals de effluentafvoer van de RWZI-Ossemeersen en de Ringsloot.

Het inlaten van water kan al naargelang de kwaliteit ook risico's inhouden, zoals (interne) eutrofiëring en de kolonisatie door exoten. Gezien deze problematiek is door de Stad Gent die het gebied beheert, een studieopdracht uitgeschreven met volgende specifieke vraagstelling:

1. Zijn er, na evaluatie van de beschikbare biotische en abiotische gegevens van het Leiewater, nog bijkomende metingen nodig, om de gevolgen van het inlaten van het Leiewater te kunnen inschatten?
2. Zal er een verstoring zijn van de biotoop van de plas door de inlaat van Leiewater? Dit zou kunnen door de aanvoer van ongewenste (vis)soorten, of invasieve exoten. Zo nodig dienen de nodige bijkomende bemonsteringen van vis en andere fauna in water van Leie en plas uitgevoerd te worden.
3. Welke technische aanpassingen aan de inlaatconstructie zijn eventueel nodig om deze ongewenste vissoorten en invasieve exoten zoveel als mogelijk buiten te houden uit het natuurreservaat?
4. Er dient een vergelijking gemaakt te worden tussen het scenario met inlaat van Leiewater tijdens droge zomers en het te verwachten scenario van ontwikkeling van de plas zonder deze eventuele zomerse aanvulling van het peil. Zijn er alternatieven? We denken dan bijvoorbeeld aan het inlaten van effluent afkomstig van het RWZI-Ossemeersen of water uit de Ringsloot (langsgracht aan R4).

1.2 Opzet van de studie

Samengevat heeft deze studie tot doel inzicht te geven in de mogelijke ecologische gevolgen van een zomerpeilverhoging in de plas en de meest geschikte optie aan te geven om een dergelijke peilverhoging te realiseren door het inlaten van water uit de Ringsloot, Oude Leie of RWZI-afvoersloot. Daarnaast wordt extra aandacht besteed aan de exotenproblematiek in het gebied.

Door het INBO werden voor het uitvoeren van de opdracht twee onderzoeksvoorstellen

uitgewerkt. Na onderling overleg is door de Groendienst gekozen voor een studie waarin de klemtoon veeleer ligt op de gevolgen op het vlak van waterkwaliteit (eutrofiëring, vertroebeling) en vegetatieontwikkeling. Het onderzoek omvat een beperkte biologische toestandsonderzoek (vegetatie van de afgraving, visgemeenschap in de plas en omringende wateren) en een kwalitatieve fysisch-chemische vergelijking van de watersystemen in kwestie.

Hoewel in de studieopdracht sprake is van de problematiek van invasieve exoten in ruime zin, waarbij naast vissen ook flora en macro-invertebraten worden bedoeld, is na overleg met de opdrachtgever besloten om deze laatste groep in de studie niet te behandelen. Vermits de plas in verbinding staat met verschillende grachten en door talrijke in de nabijheid foeragerende watervogels bezocht wordt, zijn de kolonisatiemogelijkheden voor aquatische exoten en daarbij invertebraten in het bijzonder, sowieso reeds groot, onafgezien van bijkomende verbindingen. Het is evenwel onbekend of exotische invertebraten reeds in de plas aanwezig zijn en welke soorten eventueel (sneller) verwacht mogen worden bij het inlaten van water uit de aanpalende systemen, inz. de aanpalende ringsloot, Leiearm, of de effluentsloot van RWZI Ossemeersen. Het verwerven van extra informatie hierover is relatief kostelijk en o.i. minder essentieel gezien de situatie en de beperkte of afwezige mogelijkheden voor gericht beheer op lokaal niveau. Wat de visfauna betreft wordt nagegaan hoe de historische (literatuurgegevens 1989-2001) en actuele samenstelling van het visbestand eruit ziet en wat de invloed van immigrerende vis(exoten) op de biodiversiteit en het functioneren van de plas zou zijn, indien de aanvoer van water vanuit de omgeving gerealiseerd wordt.

Ter aanvulling van het onderzoek van de visfauna en buiten het kader van de eigenlijke opdracht wordt een beeld van het zoöplankton geschetst, teneinde de structuur van het voedselweb vollediger te vatten. Daarnaast besteden we ook enige aandacht aan de invloed van watervogels op de Afgraving.

1.3 Inhoud van het rapport

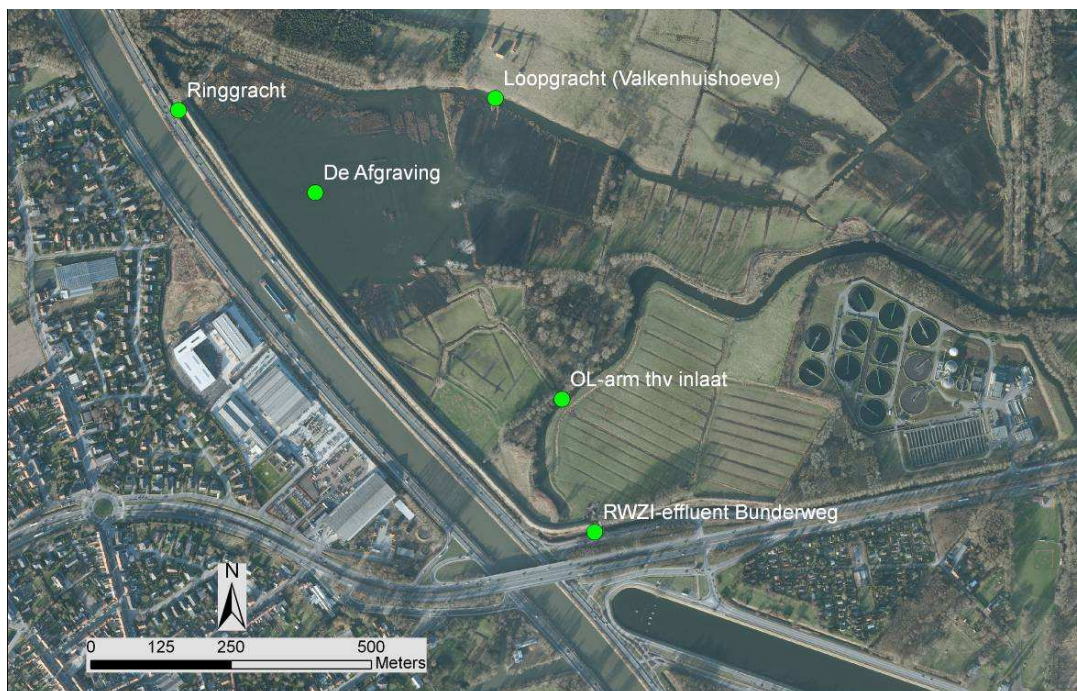
Na een beschrijving van de gebruikte methoden (Hoofdstuk 2), geeft Hoofdstuk 3 eerst een overzicht van de verrichte waarnemingen aangaande de Afgraving zelf (3.1); voor een beknopt overzicht van de huidige toestand volstaat het de synthese te lezen (3.1.9). Vervolgens worden de mogelijkheden voor het inlaten van oppervlaktewater nagegaan (3.2.1) en wordt vooruitgeblikt op de eventuele toepassing van voorzuivering. Het hoofdstuk eindigt met een schets van het belang van de avifauna voor de nutriëntentoestand (3.3). In de besluiten (Hoofdstuk 4) wordt teruggekomen op de actuele omstandigheden en de autonome evolutie van de Afgraving, evenals op de verwachte effecten en de keuze van hydrologische maatregelen. Tot slot worden enkele bijkomende suggesties voor het beheer gegeven.

2 Methodiek

Al het veldwerk in het kader van deze studie is uitgevoerd in de periode juni-november 2010.

2.1 Waterkwaliteit

Voor het bepalen van de waterkwaliteit zijn 5 maal watermonsters genomen in de periode juni-november, nl. op 21 juni, 12 juli, 23 augustus, 27 september en 16 november 2010. De situering van de staalnamepunten is weergegeven in Figuur 1. Voor de plas werd een mengstaal genomen van het open water, waarbij van 8 verschillende plaatsen 1 liter water verzameld werd in een emmer. De deelmonsters werden zeer voorzichtig gemengd, teneinde de zuurstofconcentratie zo min mogelijk te beïnvloeden. Behalve op de plaatsen van waaruit eventueel water in de plas ingelaten zou kunnen worden (Ringgracht, Oude Leie-arm en RWZI-afvoersloot Bunderweg), is dichtbij de plas ter hoogte van de Valkenhuishoeve een bijkomend monsterpunt geselecteerd op de grote afwateringsgracht, de zgn. Loopgracht. Bij dit en alle andere staalnamepunten is er op 1 plaats bemonsterd.



Figuur 1. Situering van de plaatsen waar de fysisch-chemische waterkwaliteit werd gemeten. In de "Afgraving" is een mengmonster genomen van het open water.

Op het veld werden pH, saliniteit, elektrische geleidbaarheid en zuurstof gemeten met een multimeter WTW Multi 340i. Het doorzicht van de waterkolom is in het midden van de plas gemeten met een Secchi-schijf van 10 cm diameter. Voor het bepalen van alle andere variabelen werden recipiënten gevuld en gekoeld getransporteerd naar het INBO-laboratorium te Brussel. De analysemethode van deze variabelen en de bepalingsdrempels zijn weergegeven in Bijlage 1.

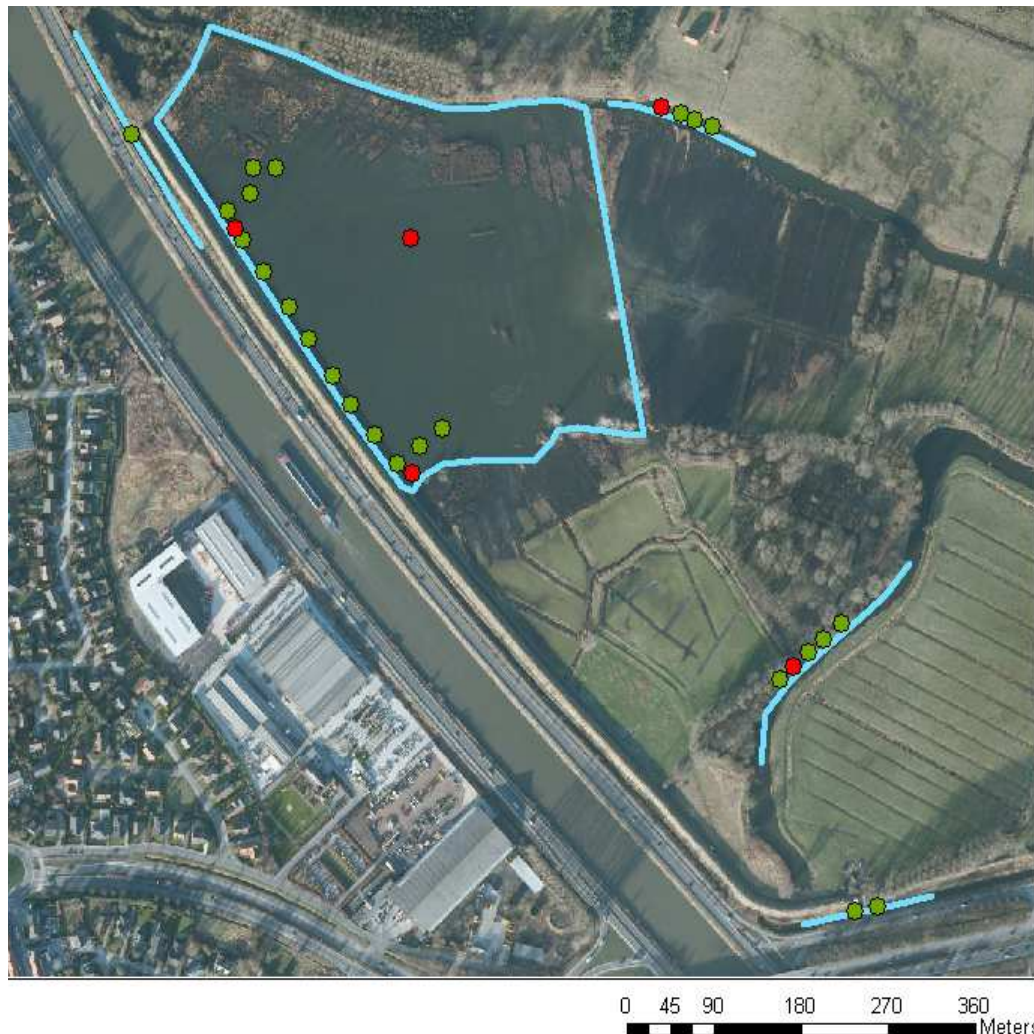
2.2 Vegetatie

Er is een algemene vegetatiekaart opgemaakt van het wateroppervlak en de droogvallende

zones van de plas. De opnames gebeurden begin september. De verschillende zones zijn met een GPS afgebakend en met Arcview-GIS verder gedigitaliseerd. Voor elk segment werd een soortenlijst genoteerd en werden bedekkingen toegekend volgens een vijfdelige Tansley-geïnspireerde schaal (Kershaw & Looney 1985). De ontwikkeling van watervegetatie werd opgevolgd op de data van fysisch-chemische bemonstering.

2.3 Vissen

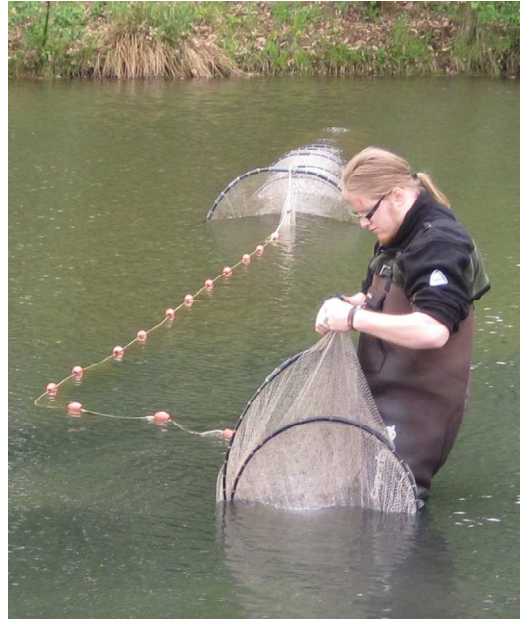
De visfauna van de plas, alsook van de Ringsloot, Loopgracht, Oude Leie en afvoersloot van het RWZI, werden bemonsterd op 13-14 september 2010. De verschillende staalnameplaatsen zijn weergegeven in Figuur 2.



Figuur 2. Situering van de bemonsteringslocaties van het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Vijf wateren (blauwe lijnen: Plas, Ringsloot, Loopgracht, Oude Leie en RWZI-afvoer) zijn onderzocht met elektrovisserij (groene stippen) en dubbele schietfuisen (rode stippen).

Het visbestand is met twee methoden bemonsterd. Enerzijds werd met elektrische puntbemonsteringen gewerkt, anderzijds met dubbele schietfuisen (Figuur 3). Elektrische puntbemonsteringen zijn uitgevoerd met een draagbaar batterij-aangedreven vistoestel (DEKA Lord 3000, 250-600 V; met een gegenereerde gelijkstroom van 3,5 A bij een

conductiviteit van 670 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Op elk punt werd een grondige opname langs een oeverstrook van 10 m uitgevoerd. Dubbele schietfuikbemonsteringen (D-vormige eerste hoepel met hoogte 80 cm en breedte 90 cm; tussenvleugel 7 m; maaswijdte 8 mm) werden uitgevoerd door deze 24 uur in het water te plaatsen. Bij beide bemonsteringstechnieken zijn de locaties zo gekozen dat ze de variatie in subhabitats weerspiegelden (open water, rietvegetatie, ondergedoken vegetatie, diepere delen). Gevangen vis werd gedetermineerd en de standaardlengte gemeten in grootteklassen, waarna de individuen in goede gezondheid zijn teruggeplaatst in het water.



Figuur 3. Illustratie van de gebruikte bemonsteringsmethoden voor het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (13-9-2010,). Foto links: elektrovisserij (G.Louette), foto rechts: dubbele schietfuiken (S. Devisscher).

Dit alles resulteerde in replicate eenheden van VPEI (vangst per eenheid van inspanning) voor elke bemonsteringstechniek. Beide vangstmethoden zijn echter selectief naar soort en grootte (Louette & Declerck 2006). Een juiste weergave van de structuur en biomassa van het visbestand is enkel mogelijk door populatieschattingen (merk-hervangst of depletiemethoden). Desalniettemin kunnen VPEI-gegevens, bekomen met bovengenoemde complementaire bemonsteringsmethoden, een indicatief beeld geven van het werkelijke visbestand (Louette et al. 2006) en zijn de gegevens onderling vergelijkbaar, zowel ruimtelijk (gelijkaardig habitat), als temporeel (gelijkaardig seizoen).

Een beoordeling van de ecologische kwaliteit van het visbestand, zoals gespecificeerd door de Kaderrichtlijn Water, verschaft inzicht in de biodiversiteit en het functioneren van het water. Ondiepe plassen, zoals deze in de het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen, die typologisch tot alkalisch matig ionenrijke stilstaande wateren kunnen worden gerekend (cf. Denys 2009), herbergen idealiter een snoek-rietvoorn viswatertype (Zoetemeyer & Lucas 2001, Simoens et al. 2006). Hiervan zijn (jonge) snoek, rietvoorn, zeelt, kroeskarper en grote modderkruiper kenmerkende soorten en kleine modderkruiper, bittervoorn, vetje, driedoornige- en tiendoornige stekelbaars de gebruikelijke begeleiders. In Vlaanderen werd het beoordelingskader voor het biologisch kwaliteitselement vis uitgewerkt door Goethals et al. (2006). Hierbij zijn drie complementaire sets kenmerken belangrijk om tot een beoordeling te komen, meer bepaald m.b.t. de soortenrijkdom en -samenstelling, de trofische samenstelling en de visconditie en -rekrutering. We volgen dit kader, maar wijzen

erop dat onze VPEI-gegevens geen volledige beoordeling toelaten, vermits biomassagegevens, alsook werkelijke relatieve verhoudingen tussen de soorten, hiervoor noodzakelijk zijn. De voorgestelde beoordeling moet dus eerder als richtinggevend worden beschouwd.

2.4 Zoöplankton

Om een zo volledig mogelijk beeld te bekomen van de zoöplanktonfauna in de plas werden kwantitatieve stalen genomen op vier verschillende tijdstippen (juni 2010, augustus 2010, september 2010 en november 2010). Telkens is op 16 willekeurig gespreide locaties een dieptegeïntegreerd staal van de waterkolom genomen. Op elke locatie werd 3 l water verzameld, zodat in totaal 48 l werd gefilterd over een planktonnet met 64 µm maaswijdte. Daarnaast werd ook tweemaal (23/08/2010 en 16/11/2010) in de andere waterlichamen (Ringsloot, Loopgracht, Oude Leie en RWZI afvoer) een kwalitatief zoöplanktonstaal genomen met een planktonsteeknet (64 µm). De stalen werden bewaard in formaldehyde 4%. Alle watervlooien werden geteld en geïdentificeerd tot op soortniveau (Flössner 2000). Indien meer dan 300 individuen aanwezig waren, werd een substaal genomen. Copepoden werden onderscheiden tot op ordeniveau (Cyclopoida, Calanoida en Harpacticoida) en geteld. Densiteiten zijn omgezet naar biomassa's met gepubliceerde lengte-gewicht relaties (McCauley 1984).

2.5 Nutriëntenbelasting door watervogels

De belasting met fosfor en stikstof door watervogels werd ingeschat met Waterbirds v1.1 (2007; zie Hahn et al. 2007, 2008). Voor broedende aalscholvers is het gemiddeld aantal broedparen in 2009 en 2010 (meded. G. Spanoghe, 2010-2011) verdubbeld om het aantal dieren in de periode februari-juli (opgesplitst naar winter, lente en zomer) te bepalen. De (ruwe) schattingen van het aantal vogeldagen voor meeuwen zijn op basis van waargenomen aantallen voor de periode november-maart (winter-lente) in 2009-2010. De nutriënteninhoud van het voedsel is steeds als gemiddeld gerekend. De resultaten worden gegeven als een vork met de uitkomsten volgens het *worst case* 'intake' model en het 'excretion' model dat een lagere schatting oplevert.

3 Resultaten

3.1 Waarnemingen m.b.t. de Afgraving

3.1.1 Weersomstandigheden en waterstand

De weersomstandigheden op het tijdstip waarop werd bemonsterd zijn weergegeven in Tabel 1. De meimaand werd gekenmerkt door abnormaal lage gemiddelde neerslagwaarden en veel zonneschijn en dus tevens door een uitzonderlijk hoge gemiddelde temperatuur. In de maand juli werd deze trend verder gezet, waarbij de gemiddelde neerslag eerder als normaal te beschouwen was en de gemiddelde temperatuur en het aantal dagen zonneschijn, respectievelijk als uitzonderlijk en abnormaal werden geciteerd. Opvallend is dat op 12 juli uitzonderlijk hoge windsnelheden ($> 100 \text{ km/u}$) bereikt werden. Augustus toonde een volledig ander beeld, waarbij de gemiddelde neerslag uitzonderlijk hoog en het aantal uren zonneschijn zeer abnormaal laag was. De temperatuur bereikte in de maand augustus normale waarden. Ook in de maand september was de gemiddelde neerslag, evenals de windsnelheid, zeer abnormaal hoog te noemen. Temperatuur en uren zonneschijn bereikten normale gemiddelde waarden (bron: www.kmi.be).

De waterstand was laag bij de eerste twee bemonsteringen en verhoogde daarna (Tabel 1).

Tabel 1. Weersomstandigheden en waterstand in de plas op het moment van fysisch-chemische bemonstering.

datum	bewolking	neerslag	wind	waterstand
21/06/2010	bewolkt met opklaringen	geen	matig	laag
12/07/2010	zonnig	geen	zeer sterk	laag
23/08/2010	zwaar bewolkt	geen	sterk	hoog
27/09/2010	zwaar bewolkt	geen	zwak	hoog
16/11/2010	zwaar bewolkt, mistig	geen	zeer zwak	hoog

3.1.2 Bodem

Over de gehele oppervlakte van de plas (ca. 12,7 ha; zie ook 3.8) is een weinig consistente sapropeliumlaag aanwezig. Op de droogvallende delen is het slib compacter. Het greppelsysteem in de plas blijkt bijna volledig opgevuld te zijn met sterk organisch slib, zodat het oppervlak er de algemene topografie van de plasbodem volgt. In deze greppels zijn slibdiktes vastgesteld van ongeveer 60 tot 80 cm. Elders in de plas varieert de slibdikte sterk. In de diepste delen is de slibdikte 5 tot 10 cm. Op de randen is er, afhankelijk van de plaats, geen of weinig slib aanwezig ($< 5 \text{ cm}$). Op plaatsen zonder slib is het substraat doorgaans kleiig, met lokaal compact veen of klei met veen.

3.1.3 Algemene fysisch-chemische karakteristiek

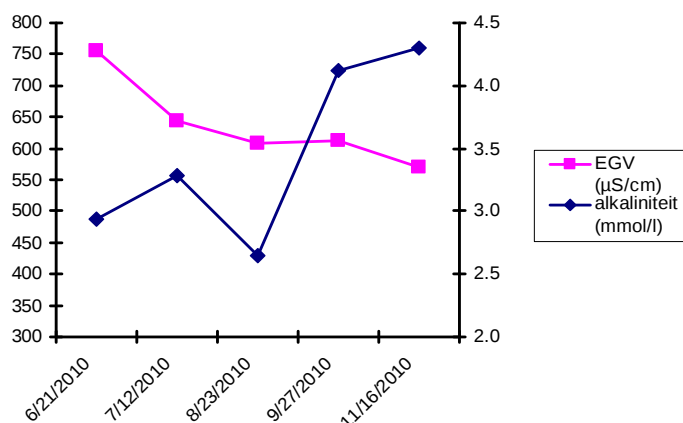
De waarden van in de Afgraving opgemeten algemene fysisch-chemische variabelen worden in Tabel 2 gegeven.

3.1.3.1 Alkaliniteit en geleidbaarheid

De waarden voor alkaliniteit en elektrische geleidbaarheid (EGV) fluctueren respectievelijk tussen 2,6 en 4,3 mmol/l en 569 en 756 $\mu\text{S/cm}$ (Figuur 4). Het betreft dus een goed gebufferd en matig ionenrijk systeem (Ami-e; cf. Denys 2009). Het verloop toont een geleidelijke afname van de ionenconcentratie en een vanaf september merkelijk verhoogde alkaliniteit.

Tabel 2. Algemene karakteristiek van het mengmonster uit de Afgraving.

datum	pH	temperatuur °C	O ₂ mg/l	%	EGV µS/cm	saliniteit ‰	alkaliniteit mmol/l	Secchi- diepte m	zwevende stoffen g/l
21/06/2010	8,3	8,3	11,3	121	756	0,1	2,9	0,20	0,04
12/07/2010	9,0	25,0	17,9	215	643	0,1	3,3	0,10	0,23
23/08/2010	7,8	22,2	7,2	83	609	0,2	2,6	0,35	0,03
27/09/2010	7,8	14,8	9,2	95	612	0,2	4,1	0,35	0,01
16/11/2010	8,0	8,0	8,1	68	569	0,0	4,3	0,60	0,01
gemiddelde	8,2	15,7	10,7	116	638	0,12	3,5	0,32	0,06
mediaan	8,0	14,8	9,2	95	612	0,1	3,3	0,4	0,0
minimum	7,8	8,0	7,2	68	569	0,0	2,6	0,1	0,0
maximum	9,0	25,0	17,9	215	756	0,2	4,3	0,6	0,2



Figuur 4. Verloop van geleidbaarheid (as links) en alkaliniteit (as rechts) in het water van de plas.

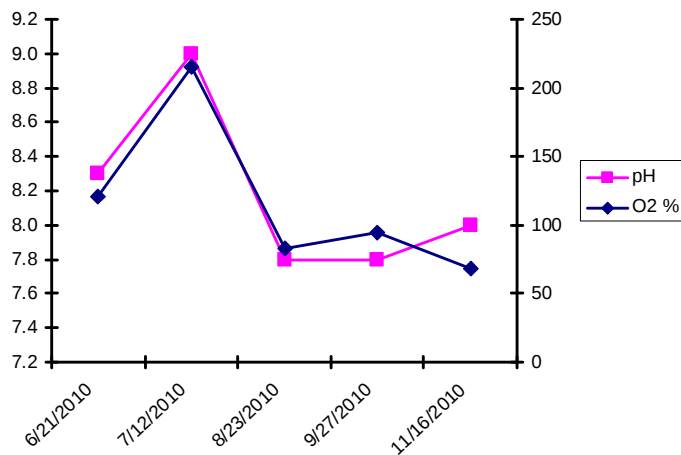
3.1.3.2 pH en opgeloste zuurstof

Het water is alkalisch, waarbij de pH-waarden meestal rond de 8 schommelen. In juli piekt de waarde, waarbij ook de concentratie aan opgeloste zuurstof maximaal is (Figuur 5). De hoge pH en zeer sterke oververzadiging wijzen op een zeer intense fotosynthese door het fytoplankton op dit moment. De zuurstofverzadiging is het laagst in november, maar bedraagt ook dan nog ca. 70%.

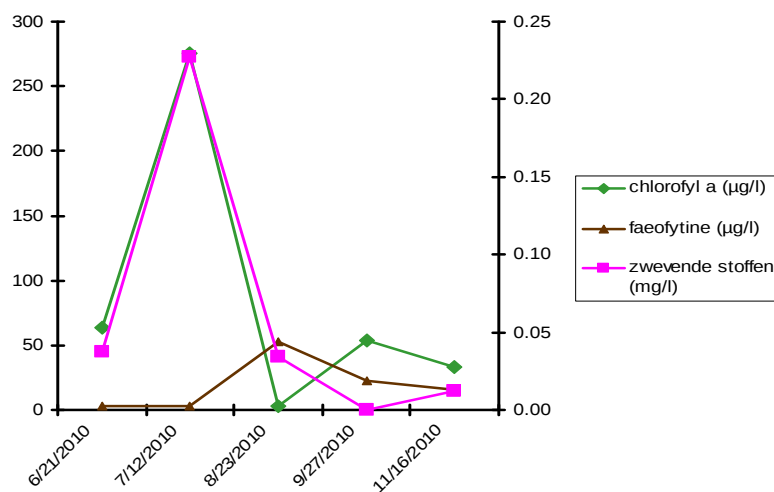
3.1.3.3 Doorzicht en fytoplankton

Het doorzicht blijft erg beperkt gedurende de zomer (juni-juli; Tabel 2), waarna in het najaar een verhoging optreedt. De troebelheid in de maand juli wordt verklaard door zeer hoge concentraties van zwevende stof en fytoplankton (chl a; Figuur 6). Hoewel er bij de dan gemeten chlorofylconcentratie van 276 µg/l gesproken kan worden van een fytoplanktonbloei, bestaat de zwevende stof op dat moment voor een deel ook uit van de bodem opgewarrelde deeltjes slib, organische detritus en algen. Hiervoor kan verwezen worden naar de sterke windwerking en visuele waarnemingen op dit moment, maar eveneens naar een vergelijking van het vastgestelde en verwachte doorzicht bij deze chlorofylconcentratie. In augustus is er terug meer water dat daarmee ook helderder wordt.

De hoeveelheid chlorofyl neemt dermate sterk af dat de terugval van het fytoplankton niet louter aan verdunning geweten kan worden. Een sterke toename van de faeofytineconcentratie op dit moment (tot ca. 60 µg/l) bevestigt dat hier mortaliteit in het spel is. Uit de zoöplanktonwaarnemingen (zie 3.1.7) blijkt een sterke onderdrukking door cladocerenbegrazing. Tegen september is er al enig herstel te merken.



Figuur 5. Variatie in pH (as links) en zuurstofverzadiging (as rechts) in het water van de plas tijdens de meetperiode.



Figuur 6. Variatie van de concentraties aan zwevende stof (as links) en van chl a en faeofytine (as rechts) in het water van de plas tijdens de meetperiode.

3.1.4 Nutriënten en macro-ionen

De waarden van de overige chemische variabelen zijn te vinden in Tabel 3.

3.1.4.1 Fosfor, stikstof, en silicium

In het water opgeloste (minerale) stikstof, fosfor en voor sommige algen ook silicium, zijn belangrijke potentieel limiterende voedingsstoffen voor de biomassaproductie van fytoplankton en (vooral niet-wortelende) waterplanten. Deze stoffen liggen dan ook aan de basis van eutrofiëringverschijnselen, zoals bloeivorming van het fytoplankton en zuurstofgebrek of -oververzadiging. De minerale nutriëntenconcentraties geven een idee van wat er op het moment zelf beschikbaar is aan voedingsstoffen. Een groot gedeelte van deze

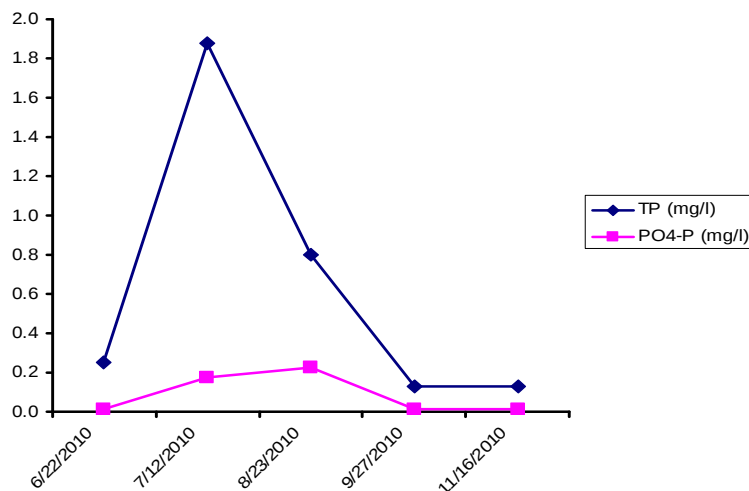
voedingsstoffen wordt door de organismen in organische stof vastgelegd. Om een beter idee te krijgen van de volledige hoeveelheid beschikbare nutriënten in een waterlichaam worden ook de totale nutriëntenconcentraties bepaald.

Tabel 3. Waarden van chemische variabelen opgemeten in de Afgraving (schuin indien $\leq$ bepalingdrempel).

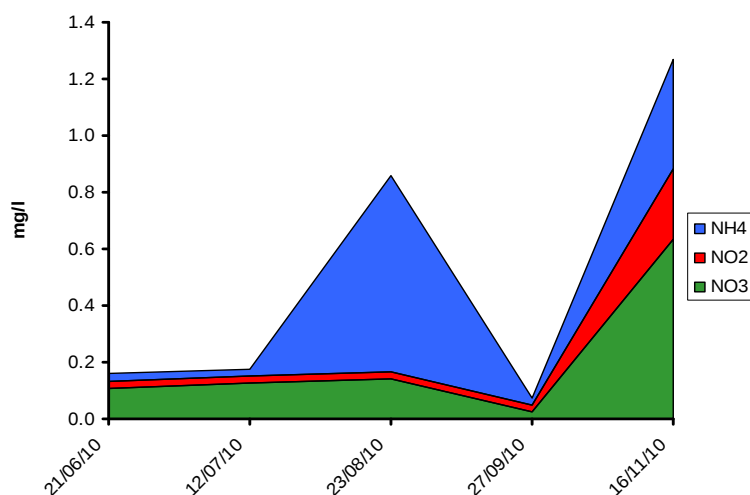
datum	TP	TN	NO ₃	NO ₂	NH ₄	PO ₄	Si	Ca	K	Mg	Na	Mn	SO ₄	Cl
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
21/06/2010	0,25	2,70	0,11	0,05	0,03	0,03	6,2	91,9	7,8	9,0	43,7	0,9	127,2	65,6
12/07/2010	1,88	6,00	0,13	0,05	0,03	0,50	5,9	69,3	7,7	7,2	52,1	0,3	37,5	86,9
23/08/2010	0,80	3,97	0,14	0,05	0,69	0,70	2,6	80,4	6,6	6,6	27,9	0,5	106,7	38,7
27/09/2010	0,13	1,50	0,03	0,05	0,03	0,03	8,3	86,1	8,5	7,0	24,9	0,3	54,5	32,5
16/11/2010	0,13	2,10	0,6	0,2	0,39	0,03	6,0	87,6	7,4	5,7	20,4	0,2	37,7	28,3
gemiddelde	0,64	3,26	0,21	0,09	0,23	0,26	5,8	83,1	7,6	7,1	33,8	0,4	72,7	50,4
mediaan	0,25	2,72	0,13	0,05	0,03	0,03	6,0	86,1	7,7	7,0	27,9	0,3	54,5	38,7
minimum	0,13	1,54	0,03	0,05	0,03	0,03	2,6	69,3	6,6	5,7	20,4	0,2	37,5	28,3
maximum	1,88	6,00	0,64	0,25	0,69	0,69	8,3	91,9	8,5	9,0	52,1	0,9	127,2	86,9

In de plas worden in de zomer hoge tot zeer hoge TP-concentraties gemeten. Hierbij valt vooral de extreme waarde in juli op (Figuur 7). Op het moment van deze meting viel een zeer lage waterstand samen met hoge temperaturen, een hoge pH en een zeer sterke wind. Los van deze wellicht uitzonderlijke omstandigheden zien we ook in de maanden juni en augustus toch nog erg hoge waarden. Vanaf september is de concentratie wat lager. De concentraties orthofosfaat-P zijn eerder laag, behalve in de maanden juli en augustus (Figuur 7), wanneer ook de sterkste fytoplanktonontwikkeling optreedt. De hoogste waarden gaan samen of volgen op deze van chlorofyl en lijken verband te houden met een hoge watertemperatuur.

De plas is ook rijkelijk voorzien van stikstof. Vooral in augustus en november is de concentratie organisch gebonden N zeer hoog, waarbij het wellicht niet zozeer om levend fytoplankton zal gaan, gezien de minder hoge chlorofylconcentraties, maar veeleer over organische uitscheidingen, bacteriën, detritus en dierlijk materiaal. Nitraat vormt de belangrijkste opgeloste stikstofcomponent, maar in augustus neemt ook ammonium een aanzienlijk aandeel in (Figuur 8). Ammonium wordt gevormd bij de bacteriële afbraak van organisch materiaal, waarna het vervolgens genitrificeerd wordt. Bij ontoereikende zuurstofgehalten verloopt de omzetting naar nitriet en nitraat traag. Een toename van ammonium in de waterkolom, zoals in augustus, kan wijzen op het anaëroob worden van het sediment, maar ook hier kan het afsterven en de afbraak van het hiervoor sterk aangegroeide plankton in doorwerken. Ook op dit moment is de concentratie niet bepaald alarmerend. In november waren zowel nitraat als nitriet op zijn hoogst en was er ook vrij veel ammonium.



Figuur 7. Variatie in totaalfosfor en orthofosfaatfosfor in het water van de plas tijdens de meetperiode.



Figuur 8. Variatie in opgeloste stikstofcomponenten in het water van de plas tijdens de meetperiode.

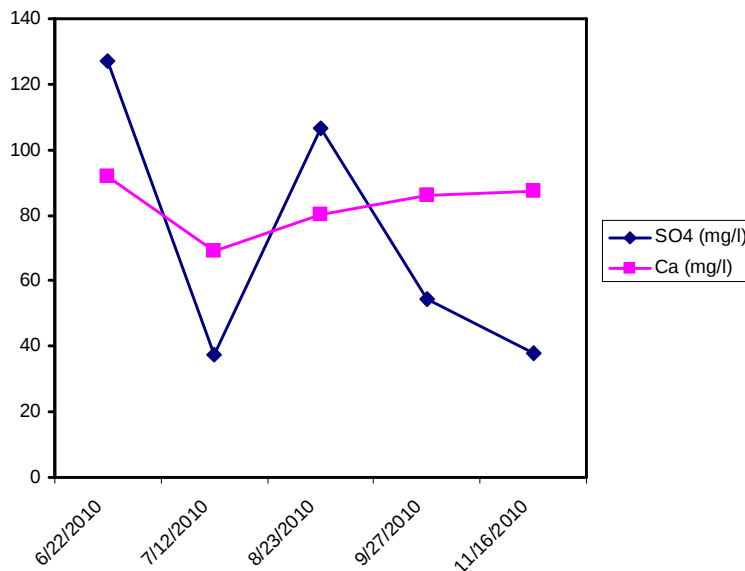
In september lijkt er sprake te zijn van een kortstondige uitputting van minerale stikstof, zonder dat op dit moment sprake is van een sterke algengroei. Denitrificatie, met organisch materiaal of gereduceerde ijzer en/of zwavelverbindingen als elektronendonoren in het anaerobe slib, is een mogelijke oorzaak hiervoor. Sulfaat loopt in de waterkolom echter veeleer terug, terwijl de alkaliniteit toeneemt, zodat eerder aan organische stof gedacht wordt. Fosfaat neemt gelijktijdig af.

De gemiddelde siliciumconcentratie van 5,8 mg/l is in een valleigebied niet onverwacht. De daling in augustus lijkt veeleer het gevolg van verdunning door de zware regenval, dan van opname door diatomeeën of andere algen. Limitatie lijkt niet op te treden.

3.1.4.2 Macro-ionen

De waarden voor calcium, magnesium en kalium blijven eerder constant. De kleine terugval van calcium in juli is door carbonaatneerslag bij sterke fotosynthese te verklaren (Figuur 9). Voor natrium en chloride speelt vooral de mate van verdunning die reeds in het EGV merkbaar is. IJzer blijft steeds onder de bepalingsdrempel.

De sulfaatconcentraties fluctueren sterk doorheen het seizoen (Figuur 9). In het voorjaar zijn ze hoog en ook in augustus, wanneer de plas na een lange periode van lage waterstand weer door neerslag gevuld werd. Deze piek kan verklaard worden door de omzetting van in de bodem opgeslagen sulfide naar sulfaat en de afbraak van fytoplankton, waarna weer sulfaatreductie optrad.

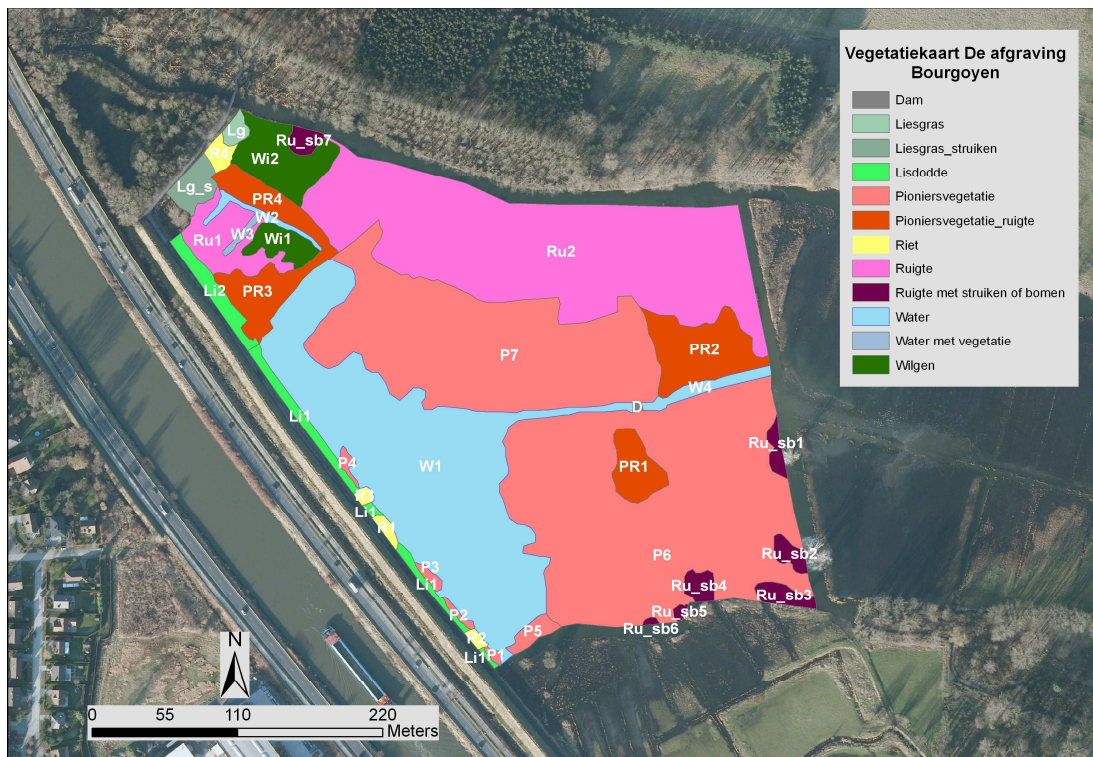


Figuur 9. Variatie van calcium en sulfaat in het water van de plas tijdens de meetperiode.

3.1.5 Vegetatie

Figuur 10 geeft de onderscheiden vegetatiezones in de Afgraving weer. In Bijlage 2 is hun vegetatiesamenstelling gegeven.

Door een droog voorjaar was het waterpeil al vrij vroeg in het jaar laag, waardoor grote delen van de plas droogvielen. De zone die jaarlijks droogvalt wordt gekenmerkt door ruigtesoorten, waarbij meerjarige soorten een hogere bedekking innemen dan pionierssoorten (Ru 2 en 1). Hierbij worden zones met waterpeper, beklierde duizendknoop en rode ganzevoet afgewisseld met vegetaties met ondermeer watermunt, grote lisdodde, pitrus, kiemende wilgen, harig wilgenroosje, grote waterweegbree, knikkend tandzaad, liesgras, grote kattenstaart en rode waterereprijs. In Ru1 werd 1 bloeiend exemplaar van moerasandijvie gevonden. Zones die in het verleden niet werden gemaaid worden gedomineerd door wilgenstruweel (Wi1 en Wi2), waarbij wilgen behorend tot de *Salix alba*-groep domineren. In de ondergroei vindt men er vegetaties van liesgras en scherpe zegge. Bij een verdere daling van het waterpeil komen vegetaties tot ontwikkeling waarin pionierssoorten domineren, maar eveneens meerjarige soorten voorkomen (PR1-4). Deze zones worden vaak gedomineerd door waterpeper en beklierde duizendknoop, met als begeleiders knikkend tandzaad, rode ganzevoet, watermunt, grote waterweegbree en kiemende wilgen. Bij verder droogvallen van grote delen van de plas in het late voorjaar worden deze zones snel gekoloniseerd door pionierssoorten, met rode ganzenvoet als dominante soort (P1-7; Figuur 11). Opvallend is het verspreid voorkomen van waterpostelein in droogvallende zones. Aan de voet van bomen (populieren) en struiken (wilgen) komen ruigtes voor die gekenmerkt worden door een hoge bedekking van waterpeper, beklierde duizendknoop, watermunt, grote kattenstaart, harig wilgenroosje en grote brandnetel. In segment Ru_sb7 groeit reuzenberenklauw.



Figuur 10. Vegetatiezones in en rond de Afgraving.



Figuur 11. Begroeiing met hoofdzakelijk rode ganzenvoet in de Afgraving (9-6-2010, J. Packet).

In het open water (wstrand W1, W2) is er nauwelijks submerse vegetatie aangetroffen. De enige gevonden soorten waren tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) en zannichellia (*Zannichellia palustris* subsp. *palustris*); deze waren zeer schaars tot occasioneel aanwezig. Het betrof steeds zeer dicht bij de bodem groeiende planten, wat wellicht wijst op een hoge begrazingsdruk. Het viel op dat in het voorjaar meer vegetatie aanwezig was, maar dat deze door het geringe doorzicht (en mogelijk begrazing) niet de mogelijkheid had om uit te

groeien of horizontaal uit te breiden. Deze vegetatie was enkel aanwezig op meer vaste bodem (klei of gecompacteerd veen). In de diepere delen (sloten en middengedeelte van de plas; W1 p.p., W4) werd nooit ondergedoken vegetatie vastgesteld, waarschijnlijk door de slappe sapropeliumbodem, waarin wortelende planten weinig houvast vinden en lichtlimitatie (cf. beperkt doorzicht). Dat windwerking hierbij een rol speelt wordt aangetoond door de uitbundige submerse vegetatie (100% bedekking) in het beschutte slootje W3 (*Potamogeton pusillus* dominant; *Zannichellia palustris*, *Chara vulgaris* var. *longibracteata* en *Callitriche obtusangula* frequent). Deze vegetatie verdwijnt volledig later in het groeiseizoen. Verder komen tussen de hogere helofytenvegetaties in de plas vaak kroossoorten voor (*Lemna minuta* en *L. minor*).

Door de zeer schaarse ontwikkeling van submerse vegetatie zou een beoordeling volgens de Kaderrichtlijn Water resulteren in een slechte ecologische toestand.

Als we de door Middelboe & Markager (1997) gevonden relatie toepassen tussen Secchidiepte en de diepte waarop ondergedoken, wortelende vaatplanten kunnen groeien, zou bij de huidige omstandigheden in de plas tot op ca. 0,7 m vegetatie verwacht mogen worden. Dit is meer dan in werkelijkheid is waargenomen (ca. 0,5 m onder het winterpeil).

3.1.6 Vis

De soortensamenstelling van een visbestand geeft een belangrijke kijk op de top down controle in het aquatisch voedselweb. Hieruit kunnen de algemene ecologische kwaliteit van een waterlichaam en eventueel te nemen beheersmaatregelen beter worden ingeschat.

Gegevens over de visgemeenschap uit de periode 1989-2001 (bemonsterd door middel van elektrovisserij, zegenvisserij en dubbele schietfuisen; Samsoen 2000, 2001) werden samengebracht. In deze periode werden in het gebied in totaal 15 soorten waargenomen (Tabel 4). In vergelijking hiermee werd nu enkel blauwbandgrondel nieuw gevonden. Driedoornige en tiendoornige stekelbaars, kolblei, zeelt en kroeskarper zijn niet meer waargenomen. De Grijtgracht (13 soorten), Loopgracht (7 soorten) en Oude Leie (10 soorten) werden vroeger in hoofdzaak gedomineerd door blankvoorn, met een belangrijk aandeel van baars, brasem, paling, karper en snoek.

Uit de laatste bemonstering blijkt dat de plas zes vissoorten herbergt (Tabellen 5 en 6). De gemeenschap wordt gedomineerd door rietvoorn en de invasieve, uitheemse blauwbandgrondel (Louette et al. 2001). Daarnaast is er een bijmenging van gibel, karper, snoek en vetje. Er is voortplanting van bodemwoelende soorten, zoals gibel en karper (beide soorten aanwezig met individuen < 16 cm; Figuur 12). Snoek was vertegenwoordigd met enkele grote exemplaren (> 50 cm). Dat er geen jonge snoekjes werden gevangen, hoewel de paaioomstandigheden wel geschikt lijken, kan op een hoge predatiedruk wijzen (ondermeer aalscholver) door het ontbreken van enig schuilhabitat.

De naburige wateren hebben ongeveer dezelfde soorten (tabellen 5 en 6). De Loopgracht herbergt eveneens rietvoorn en blauwbandgrondel, zij het in lagere aantallen, alsook kleine karper. Zes soorten werden waargenomen in de Oude Leie, met dominantie van blankvoorn, bijgemengd met baars, brasem en gibel (ook grote exemplaren) en paling. De RWZI-afvoer herbergt twee soorten, zijnde baars en blankvoorn. In de Ringsloot werd geen vis waargenomen. Er is globaal gezien slechts weinig verschil in vissamenstelling tussen de waterlichamen onderling, alsook over de jaren, met uitzondering van baars en blankvoorn die actueel niet in de plas werden waargenomen.

Tabel 4. Samenstelling van het visbestand in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen uit een vroegere periode (1989-2001; Samsoen 2000, 2001) in vergelijking met de actuele situatie (september 2010). Het aantal kruisjes per soort geeft de dominantie in de visgemeenschap weer (xx: dominant, x: aanwezig).

Nederlandse naam	wetenschappelijke naam	Oude Leie	Grijtgracht		Loopgracht		hele gebied
		1989	mei/94	apr/01	sep/01	sep/10	
baars	<i>Perca fluviatilis</i>	xx	x	x	-	x	
blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	xx	xx	xx	xx	x	
blauwbandgrondel	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	x	
brasem	<i>Abramis brama</i>	x	x	xx	x	x	
3-doornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	-	x	-	-	
giebel	<i>Carassius gibelio</i>	-		x	x	x	
karper	<i>Cyprinus carpio</i>	x	xx	x	x	x	
kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	x	x	x	x	-	
kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	x	-	-	-	-	
paling	<i>Anguilla anguilla</i>	xx	x	x	-	x	
rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x	x	x	x	
snoek	<i>Esox lucius</i>	x	xx	x	x	x	
10-doornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	-	-	x	-	-	
vetje	<i>Leucaspis delineatus</i>	-	x	x	-	x	
zeelt	<i>Tinca tinca</i>	x	x	x	-	-	



Figuur 12. Jonge karper uit de Afgraving (13-9-2010, J. Packet).

Tabel 5. Samenstelling (aantal individuen) van het visbestand bemonsterd door middel van elektrovisserij in vijf wateren in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Voor elke soort wordt tussen haakjes het bereik van de standaardlengte van de gevangen individuen weergegeven. Het gemiddeld aantal individuen (gem.) over het aantal steekproefpunten is voorgesteld samen met de standaardfout (s.e.).

	Afgraving (14 punten)		Ringsloot (1 punt)		Loopgracht (3 punten)		Oude Leie (4 punten)		RWZI-afvoer (2 punten)	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
baars (6-14 cm)	-	-	-	-	-	-	1,0	0,7	2,0	1,0
blankvoorn (6-14 cm)	-	-	-	-	-	-	5,8	1,2	4,5	3,5
blauwbandgrondel (4-8 cm)	4,0	2,1	-	-	1,7	0,9	-	-	-	-
karper (10-16 cm)	0,1	0,1	-	-	0,7	0,7	-	-	-	-
rietvoorn (8-12 cm)	1,2	0,8	-	-	0,7	0,7	-	-	-	-
snoek (50-60 cm)	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
vetje (6 cm)	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 6. Samenstelling (aantallen individuen) van het visbestand bemonsterd door middel van dubbele schietfuisen in drie wateren in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (september 2010). Voor elke soort is het bereik van de standaardlengte van de gevangen individuen weergegeven tussen haakjes.

	Afgraving N	Afgraving midden	Afgraving Z	Loopgracht	Oude Leie
baars (6-10 cm)	-	-	-	-	2
blankvoorn (8-10 cm)	-	-	-	-	9
blauwbandgrondel (6-8 cm)	-	3	-	1	-
brasem (8 cm)	-	-	-	-	1
brasem (30 cm)	-	-	-	-	1
giebel (16 cm)	1	1	-	-	-
giebel (30 cm)	-	-	-	-	1
karper (6-16 cm)	1	2	4	-	-
paling (40-80 cm)	-	-	-	-	5
rietvoorn (6-12 cm)	6	5	27	2	1
snoek (70-90 cm)	1	1	-	-	-

De ecologische toestand van de visgemeenschap in de Afgraving is niet optimaal. Er is een sterke vertegenwoordiging van planktivore soorten, zoals (juveniele) karperachtigen (blauwbandgrondel, gibel en karper). Daar waar er, met uitzondering van enkele grote snoeken, weinig tot geen piscivoren zijn. Idealiter dient dit type water een goede mix van piscivoren (snoek en grote baars) en waterplantenminnende karperachtigen (zeelt, rietvoorn,...) te herbergen. Een te hoge predatiedruk van planktivore vis op algenetend zoöplankton laat meestal geen helder water toe, met een negatieve invloed op de groeimogelijkheden van waterplanten tot gevolg (Louette et al. 2008). Een beoordeling volgens de specificaties van de Kaderrichtlijn Water, duidt op een matige kwaliteit (EKC 0,51-0,54), wat dus evenmin als goede ecologische toestand (EKC $\geq$ 0,6) kan worden beschouwd (Tabel 7).

Tabel 7. Beoordeling van het kwaliteitselement vis in de Afgraving (september 2010; EKC: Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt) op basis van de gemiddelde VPEI (vangst per eenheid van inspanning) voor twee bemonsteringsmethoden (elektrovisserij: 14 punten en dubbele schietfuisen: 3 punten). Voor alle te scoren variabelen is de waarde gerelateerd aan een klasse (1-5) en gemiddeld over de variabelen heen. Dit getal wordt verdubbeld en gedeeld door 10 om een beoordeling op de 0-1 schaal te verkrijgen, zoals voorgeschreven door de Kaderrichtlijn Water.

	elektrovisserij	schietfuisen
soortenrijkdom en -samenstelling		
totaal aantal soorten	2	2
gemiddelde tolerantiescores	4	3
typesoorten	4	3
gewichtspercentage exoten	2	4
trofische samenstelling		
gewichtsverhouding piscivoren/niet-piscivoren	1	1
visconditie en -hoeveelheid		
rekrutering en biomassa	2	2
totale biomassa	3	4
gemiddelde	2,6	2,7
EKC	0,51	0,54

3.1.7 Zoöplankton

Een overzicht van de waargenomen soorten in de plas en de aanpalende waterlichamen wordt gegeven in Tabel 8. In de plas zijn elf soorten aangetroffen, met nog vier additionele soorten in de naburige waterlichamen. Dit aantal is eerder aan de lage kant voor wateren die tot de groep van alkalisch matig ionenrijke stilstaande wateren gerekend kunnen worden. Hierin kan zich normaliter een soortenrijke ondergedoken vegetatie ontwikkelen, wat habitat genereert voor tal van watervloesoorten. De in de plas aanwezige soorten zijn allen typische vertegenwoordigers van voedselrijke ondiepe wateren (Notenboom-Ram 1981, Flössner 2000). Zeldzame soorten op de schaal van Vlaanderen werden niet vastgesteld (Louette et al. 2007), evenmin als soorten die gebonden zijn aan helder water met een hoge habitat heterogeniteit (verschillende chydoriden; de Eyto et al. 2003). Een uitheemse watervlo werd waargenomen, namelijk de Noord-Amerikaanse *Daphnia ambigua* die zowel in de Afgraving en Loopgracht als in de Oude Leie voorkomt.

Het seizoensverloop van de verschillende zoöplanktongroepen wordt gegeven in Figuur 13. Aan de hand van dit patroon kan een inschatting gemaakt worden van de ecologische toestand van de plas. Zo hebben Søndergaard et al. (2005) grenswaarden voor de totale biomassa van schaaldieren in het zoöplankton bepaald, die toelaten een waterlichaam ecologisch te karakteriseren. De mediane biomassa in de plas is 833 µg/l, een waarde die ver boven de door deze auteurs gestelde grenswaarde van 487 µg/l ligt en bijgevolg als een slechte toestand wordt beschouwd. Een aanzienlijk aanbod aan voedingstoffen in het water, met bijhorende hoge primaire productie en dus voedselaanbod voor zoöplankton, is hoogstwaarschijnlijk de oorzaak van deze hoge biomassa's.

Het mediane aandeel van watervlooien in de totale biomassa van schaaldieren in het zoöplankton is 74%, wat enig zicht geeft op het filtrerend (algenetend) vermogen van de gemeenschap (watervlooien zijn meer efficiënte filtreerders dan roeipootkreeftjes). We merken op dat in de maand september het aandeel watervlooien (2%) zeer laag was. Bij de fytoplanktonbemonstering eind augustus was er zeer weinig fytoplankton aanwezig, wellicht

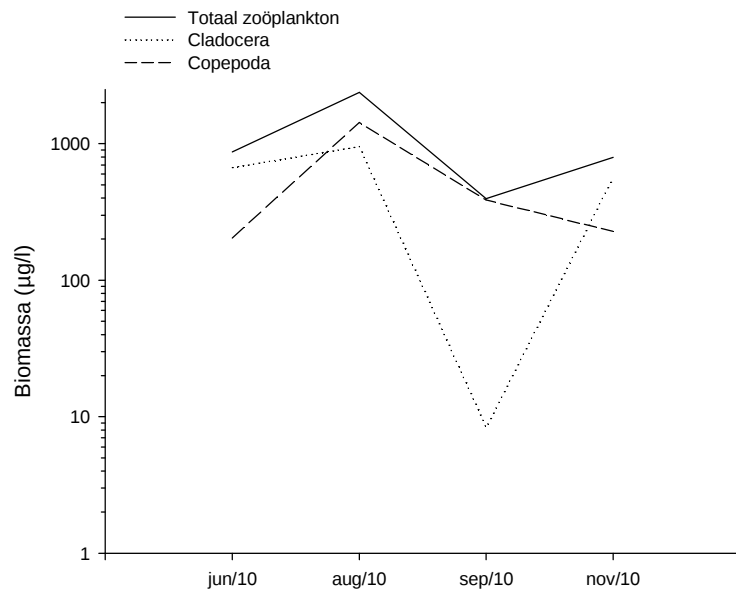
vanwege sterke begrazing door zoöplankton (zie 3.1.3.3). Het lijkt bijgevolg waarschijnlijker dat de afname van watervlooien in september veeleer te wijten is aan voedselgebrek, dan aan een plots toegenomen predatiedruk van planktivore vis op hun voorkeurvoedsel. De soortensamenstelling laat echter nog een alternatieve verklaring vermoeden. Ten tijde van de hoogste zoöplanktonconcentratie domineerde *Moina micrura*, terwijl deze in september niet meer te bespeuren was. Het verdwijnen van deze thermofiele watervlo kan tevens met het teruglopen van de watertemperatuur in verband staan.

Het gemiddelde percentage Chydoridae (een watervlooienfamilie) tot de totale watervlooienbiomassa is veelal een indicator van habitatheterogeniteit en submerse vegetatie (Flössner 2000). Het aandeel van deze groep is zeer laag (< 5%), wat duidt op een zeer beperkte aanwezigheid van ondergedoken waterplanten.

Tabel 8. In de Afgraving (juni, augustus, september en november 2010) en aanpalende wateren (augustus en november 2010) aangetroffen watervlosoorten.

soort	Afgraving	Ringsloot	Loopgracht	Oude Leie	RWZI afvoer
<i>Bosmina longirostris</i>	x	-	x	x	-
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	x	-	x	x	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	x	-	x	x	-
<i>Daphnia ambigua</i>	x	-	x	x	-
<i>Daphnia galeata</i>	x	-	x	x	-
<i>Daphnia magna</i>	x	-	-	-	-
<i>Eurycerus lamellatus</i>	-	-	-	x	-
<i>Leptodora kindtii</i>	-	-	-	x	-
<i>Megafenestra aurita</i>	-	-	-	x	-
<i>Moina micrura</i>	x	x	x	x	-
<i>Pleuroxus aduncus</i>	x	-	-	-	x
<i>Scapholeberis mucronata</i>	x	x	x	x	-
<i>Scapholeberis rammneri</i>	x	-	x	-	-
<i>Sida crystallina</i>	-	-	-	x	-
<i>Simocephalus vetulus</i>	x	x	x	x	x
aantal soorten	11	3	9	12	2

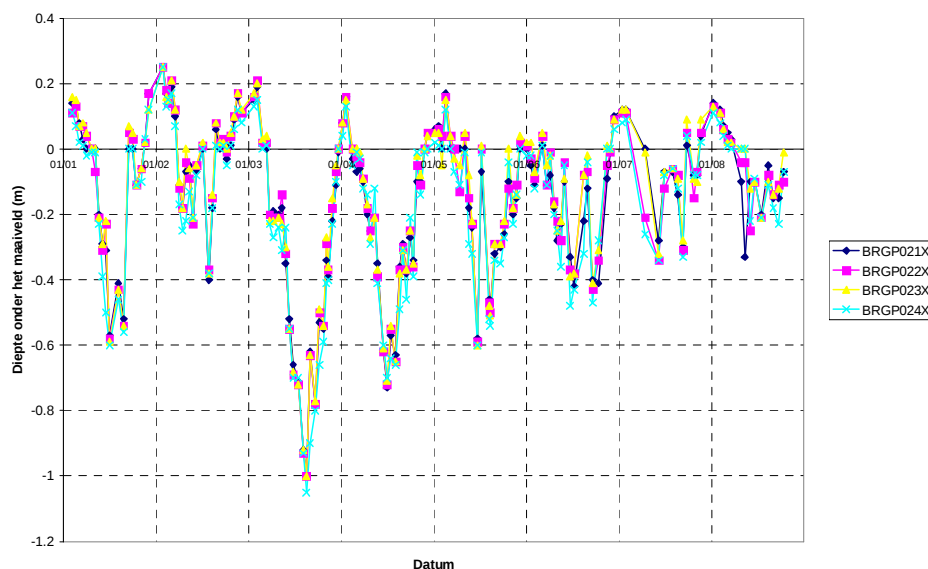
Samenvattend kan vanuit de zoöplanktongemeenschap vastgesteld worden dat de plas een te hoog gehalte aan voedingsstoffen heeft (hoge totale zoöplanktonbiomassa), dat de predatiedruk van vis op het zoöplankton op sommige momenten intens is (aanwezigheid van vooral kleine en transparante watervlosoorten, zoals *Bosmina*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia ambigua*, *Daphnia galeata*, *Moina*) door het overwicht van planktivoren en het ontbreken van schuilhabitat, en dat het voorkomen van waterplanten onvoldoende is voor een diverse gemeenschap.



Figuur 13. Biomassaverloop van het totaal zoöplankton en de verschillende zoöplanktongroepen doorheen het jaar in de Afgraving.

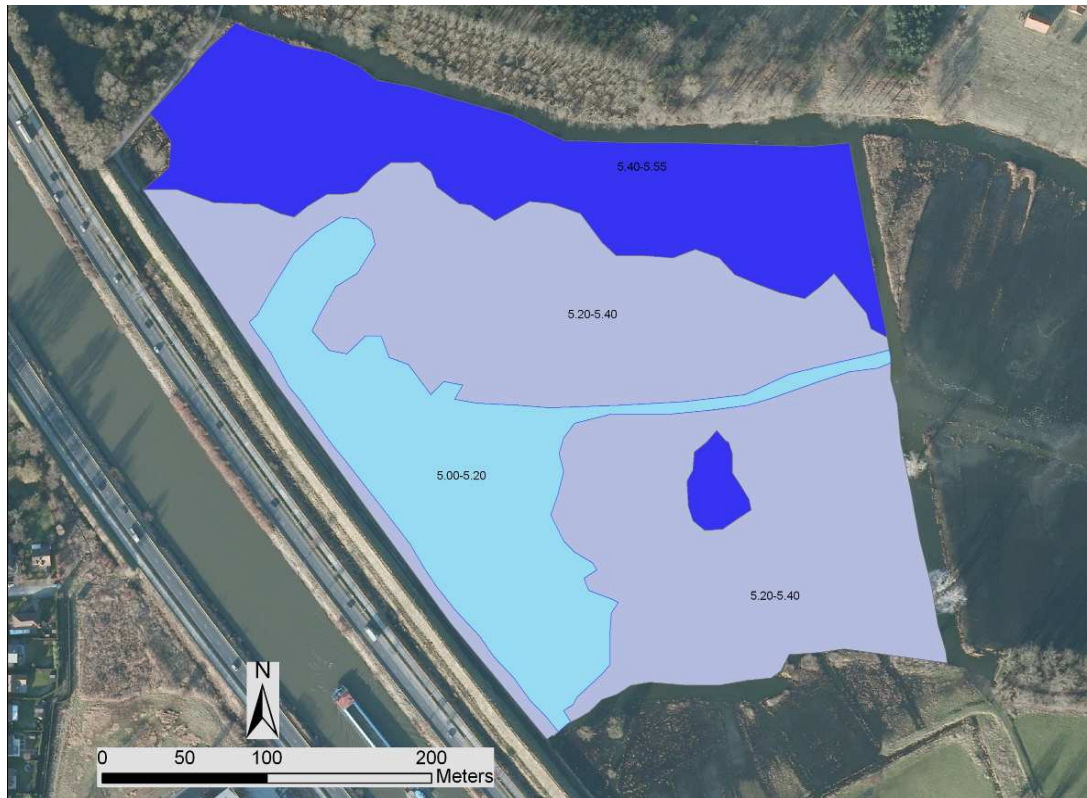
3.1.8 Oppervlakte open water in relatie tot grondwaterpeil

De grondwaterstand in het gebied worden gekenmerkt door peilen boven het maaiveld in de wintermaanden. Vanaf het voorjaar zakken ze onder het maaiveld. De peilniveaus variëren tussen +0,2 en -0,4 m ten opzichte van het maaiveld (Figuur 14). Eerder uitzonderlijk zakt het grondwater tot -0,6 à -0,8 m. Deze fluctuaties worden grotendeels door de mens gestuurd, waarbij het hoge waterpeil in de winter wordt gestuurd en er in het voorjaar wordt afgepompt. De laagste peilen treden op halweg het jaar, wat overeenstemt met lage waterstanden in de plas omstreeks juni.



Figuur 14. Grondwaterpeilfluctuaties in het gebied (bron WATINA, INBO; zie Figuur 15 voor situering van de peilbuizen).

Het waterpeil van de Afgraving volgt deze fluctuaties. Uit waarnemingen in 2009 blijkt dat de plas volledig droogvalt bij een peil lager dan 5,00 m TAW. Bij een peil van 5,20 m TAW (2010) neemt open water ongeveer 1/5 van de totale oppervlakte in (Figuur 15) of zo'n 25.650 m². Bij het beoogde peil van 5,40 m TAW beslaat de plas ongeveer 70% van de totale oppervlakte (94.330 m²).



Figuur 15. Benadering van de omtrek van de plas bij verschillende waterpeilen (m TAW) en situering van peilbuizen.

3.1.9 Synthese huidige toestand van de Afgraving

De Afgraving kan getypeerd worden als een ondiep, alkalisch en matig ionenrijk water. De plas wordt in de zomer gekenmerkt door een zeer gering doorzicht. Dit is het gevolg van sterke algenbloei (fytoplankton) en bij forse wind opgewarrelde slibdeeltjes. Samen met een ongunstig substraat (vloeibaar sapropelium) en intense begrazing resulteert dit in een nagenoeg vegetatielose toestand en geringe habitatheterogeniteit. Ondergedoken vegetatie blijft beperkt tot enkele tolerante soorten van voedselijk, hard water. Deze eutrofiëringsverschijnselen worden veroorzaakt door een zeer hoge nutriëntenbeschikbaarheid. Er zijn aanwijzingen voor fosfaatvrijstelling uit de reeds aanzienlijke hoeveelheid organisch slib die in de weinige jaren sinds het ontstaan is gevormd. De gemiddelde waarde voor totaalfosfor is zowat 10 keer hoger dan de vooropgestelde norm. Er werd een vrij onevenwichtig visbestand waargenomen, waarbij jonge en kleine vis de zoöplanktongemeenschap onderdrukt. Een heldere, vegetatierijke toestand is in dergelijke omstandigheden niet meer te verwachten. Als watersysteem verkeert de Afgraving aldus in een slechte ecologische toestand.

Op de droogvallende delen ontwikkelen zich hoofdzakelijk nitrofiële ruigte- en

pioniervegetaties of wilgenstruweel. Slechts zeer lokaal is er enige aanwas van riet.

3.2 Scenario's voor peilverhoging door wateraanvoer

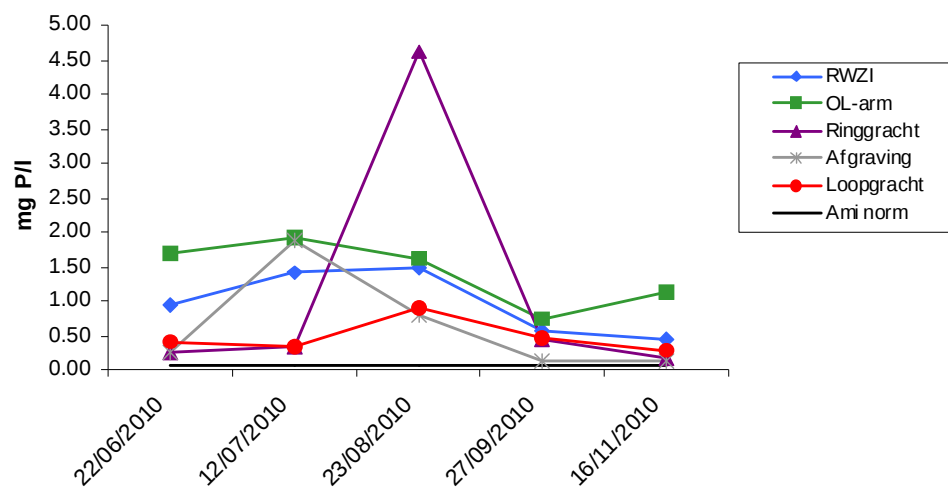
3.2.1 Alternatieven: kwantiteit en kwaliteit

Uit voorgaande paragrafen blijkt duidelijk dat de Afgraving momenteel reeds zeer nutriëntenrijk is. In deze paragraaf trachten we een idee te geven van de extra nutriëntenbelasting die een eenmalige peilverhoging de zomer met 20 cm tot een gewenste waterstand van 5,40 m TAW in met zich mee zou brengen (uitgevoerd bij waterpeil 5,00-5,20 m TAW). Hierbij zijn gemiddelde zomerconcentraties in het water op de bemonsteringsplaatsen in de potentiële watervoerende systemen doorgerekend (Tabel 9). Een van de voorwaarden om een alternatief te kunnen benutten om het water in de Afgraving aan te vullen is evenwel dat er in de periode juni-juli voldoende water aanwezig is om een vrij groot volume te kunnen onttrekken. Op basis hiervan is de Ringgracht uit te sluiten. Deze gracht staat tijdens droogteperiodes immers zelf gedeeltelijk droog. De Loopgracht draineert het noordelijk gelegen terrein en staat nu reeds in open verbinding met de plas. Het hieruit aangevoerde water is duidelijk onvoldoende om het gewenste peil te garanderen. De Oude Leiearm en de RWZI-afvoer blijven op basis hiervan de twee meest valabele kandidaten.

Op alle meetplaatsen is steeds een hoge TP-concentratie vastgesteld (Tabel 9). In de Oude Leiearm en de RWZI-sloot zijn de waarden van juni tot augustus zeer hoog (1-2 mg/l) en vrij constant (Figuur 16). De concentraties liggen er dan gemiddeld genomen zelfs hoger dan in de Afgraving. In de Loop- en de Ringgracht zijn de waarden in juni-juli wat lager (0,2-0,5 mg/l), om daarna te stijgen – in de Ringgracht zelfs tot een vrij hallucinante 4,56 mg/l. In de periode juni-juli is er minstens evenveel orthofosfaat-P in de Oude Leie als in het effluent aanwezig.

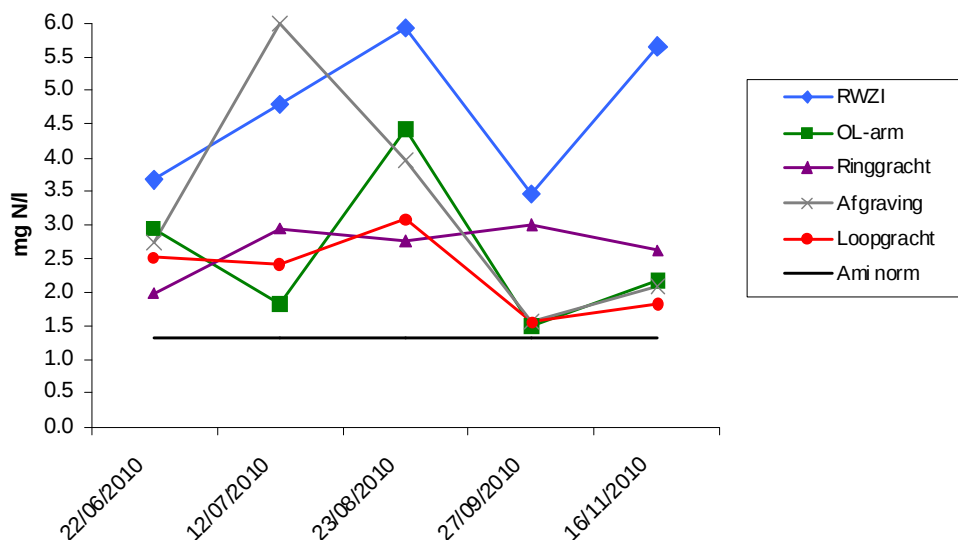
Tabel 9. Gemiddelde waarden van de variabelen in de zomer (juni-september) op alle meetplaatsen.

variabele		Afgraving	RWZI	Oude Leie-arm	Ringgracht	Loopgracht
TP	mg/l	0,8	1,1	1,5	1,4	0,5
TN	mg/l	3,6	4,5	2,7	2,7	2,4
NO ₃	mg/l	0,11	7,76	0,14	0,15	0,29
NO ₂	mg/l	0,05	1,34	0,05	0,05	0,36
NH ₄	mg/l	0,21	2,81	0,28	2,12	0,69
PO ₄	mg/l	0,33	3,01	3,29	1,06	1,01
Si	mg/l	5,7	5,1	4,8	7,2	6,3
Ca	mg/l	81,9	72,5	93,6	76,3	86,8
K	mg/l	7,6	18,5	14,5	3,8	7,5
Mg	mg/l	7,4	8,0	8,7	4,7	7,7
Na	mg/l	37,2	84,8	65,3	47,1	34,3
Mn	mg/l	0,50	0,07	0,17	1,67	0,53
SO ₄	mg/l	81,5	73,1	48,4	8,7	79,7
Cl	mg/l	55,9	108,3	87,8	73,5	49,1



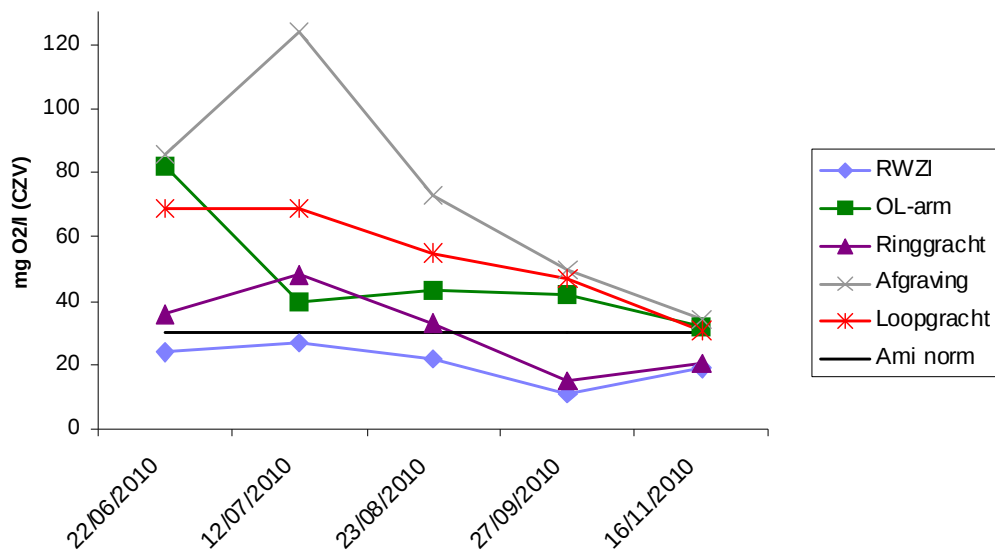
Figuur 16. Verloop van TP-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.

Wat TN betreft heeft het RZWI-effluent, niet onverwacht, duidelijk een hogere waarde dan de overige meetpunten (Figuur 17). Het betreft hier vooral minerale stikstof. In de Oude Leie echter is N vooral organisch gebonden. In juli en september-november is de concentratie er het laagst.



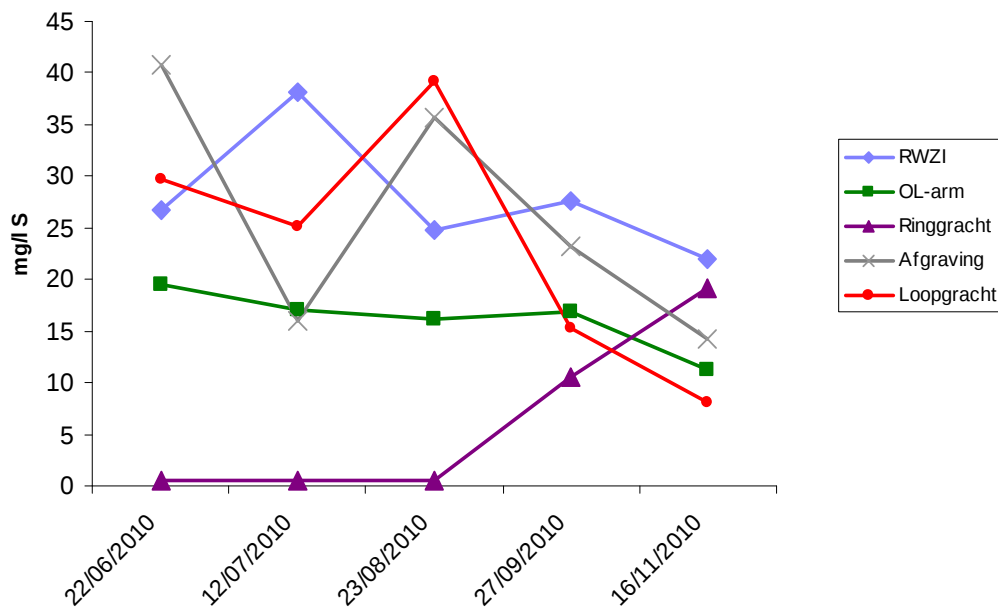
Figuur 17. Verloop van TN-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.

Behalve voor de Oude Leie en de Loopgracht zijn de CZV-waarden op de andere plaatsen steeds lager dan in de Afgraving (Figuur 18). Het RWZI-effluent bevat steeds het minste organisch materiaal; in de Oude Leie is het niveau steeds ongeveer dubbel zo hoog.



Figuur 18. Verloop van chemisch zuurstofverbruik (CZV) op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.

Wat zwavel betreft vertonen alle meetpunten hoge waarden, uitgezonderd de Ringgracht in de zomer (Figuur 19). Het effluent scoort doorlopend slechter dan de Oude Leie-arm, maar ook in deze laatste zijn de sulfaatwaarden nog minstens twee maal te hoog.



Figuur 19. Verloop van TS-concentratie op alle meetplaatsen gedurende de meetperiode.

Tabel 9 illustreert nog enkele andere verschillen tussen de samenstelling van het effluentwater van de RWZI en dit van de Oude Leie. Dit laatste vertoont, zoals te verwachten, lagere concentraties natrium en chloride, maar een hogere hardheid (Ca, Mg).

Op basis van de gemeten concentraties, de in de vorige paragraaf opgegeven oppervlakten, een ruwe schatting van het watervolume bij de verschillende waterniveaus en de hoeveelheid ter compensatie aan te voeren water (ca. 12.000 m³) blijkt dat, als de volledige P-vracht

wordt doorgerekend over de volledige oppervlakte, een eenmalige volumeverhoging met water van het RWZI-effluent een extra belasting met P van ca. 0,104 g/m².jaar zou betekenen en van 0,093 g/m².jaar indien enkel het opgelost fosfaat zou instromen. Voor water uit de Oude Leie wordt dit resp. 0,142 g/m².jaar en 0,101 g/m².jaar.

Ter situering van deze waarden kan er op gewezen worden dat biomanipulatie, zonder verlaging van de nutriëntenbelasting, pas verwacht wordt effectief te zijn indien de totale P-belasting niet meer dan 0,6-0,8 g/m².jaar bedraagt (Benndorf & Miersch 1991). Janse et al. (2008; zie ook Witteveen & Bos 2006) modelleerden de kritische belasting voor de omslagpunten van helder naar troebel en van troebel naar helder in ondiepe meren (hierbij is een omslagpunt beschouwd als een zomergemiddelde submerse vegetatiebedekking van minstens 5%). De kenmerken van de Afgraving vallen buiten het toepassingsbereik van het interactief beschikbare metamodel voor het door deze auteurs gebruikte PCLake-model (<http://themasites.pbl.nl/modellen/pclake2>; Vleeshouwers et al. 2004). Vergelijken we evenwel de door Janse et al. (2008) berekende waarden voor de meren Oude Venen 2 en Enso, waarvan de dimensies (diepte ≈ 1 m of minder, strijklengte ≈ 325 m), vermoedelijke verblijftijd (≈ 70 dagen) en bodem (veen of klei) enigszins met die van de Afgraving vergelijkbaar zijn, dan kunnen deze omslagpunten voor de Afgraving resp. wellicht bij een fosforbelasting in de buurt van 1,8 à 2,2 g/m².jaar (van helder naar troebel) en 0,9 g/m².jaar (herstel van troebel naar helder) geschat worden. Dit betekent dat de extra P-aanvoer door een enkele peilverhoging van 20 cm met water dat de in het RWZI-effluent of de Oude Leie gemeten concentraties ortho-P bevat, al zo'n 5% van de totale toelaatbare jaarlijkse belasting zou vertegenwoordigen bij een heldere uitgangssituatie en ongeveer dubbel zoveel indien het bekomen van een goed doorzicht zou worden beoogd. Gezien de Afgraving een grotere moeraszone (ca. 25 %) en een nog kleinere diepte vertoont dan de gemodelleerde meren, kunnen de kritische waarden nog wel wat hoger liggen (de P-retentie in natuurlijke moerassen kan tot 1-2 g/m².jaar bedragen; Richardson et al. 1997); dit zal ook zo zijn als de verblijftijd overschat is. Maximale kritische waarden voor de P-belasting bij vertroebeling en opheldering van ondiepe meren kunnen wellicht gesitueerd worden rond 6 en 3 g/m².jaar. Niettemin is het duidelijk dat het aanvoeren van ongezuiverd water uit beide alternatieven een vrij aanzienlijke relatieve bijdrage aan de voor het systeem draaglijke P-belasting zou betekenen.

Voor stikstof als TN bekomt men een extra belasting van 0,42 g/m².jaar met het RWZI-water en 0,25 g/m².jaar met water uit de Oude Leie. Sommeert men enkel de minerale fracties, dan geeft dit resp. 0,20 g/m².jaar tegenover slechts 0,003 g/m².jaar. De hoogste waarden zijn al goed voor ca. 10% van de kritische belasting die in Nederland (buiten afgesloten zeearmen) voor de N-2000 habitattypen 3140 en 3150 vooropgesteld werden (van Dobben & van Hinsberg 2008).

Wat de belasting met fosfor betreft lijken de Oude Leie en RWZI dus nagenoeg even ongunstig uit te vallen; ondermeer voor minerale stikstof en zwavel draagt de Oude Leie echter duidelijk de voorkeur weg. Dat dit gepaard gaat met een hogere CZV en organische N-fractie is een minder groot probleem (zie 3.2.2). Een effectieve P-sanering is echter onontbeerlijk om het water van de Oude Leie-arm geschikt te maken voor het bijvullen van de plas. Maatregelen die hieraan kunnen bijdragen zijn slibruiming en het elimineren van alle overstorten.

3.2.2 Biologische voorzuivering als milderende maatregel

In het voorgaande is geen rekening gehouden met een eventueel verschil tussen de waterkwaliteit ter hoogte van het huidige meetpunt en de uiteindelijke kwaliteit op de plaats waar dit in de Afgraving zou vloeien. In het geval van de Oude Leie-arm zou het water immers eerst een 400-tal m door een gracht gevoerd worden, terwijl het RWZI-effluent door een nog te graven verbinding van ca. 500 m zou lopen. De vraag stelt zich of hierbij geen

aanzienlijke kwaliteitsverbetering zou optreden. Veel hangt daarbij echter af van het specifieke ontwerp en kan niet in het kader van deze opdracht uitgeklaard worden, zodat slechts enkele meer algemene opmerkingen gemaakt kunnen worden gemaakt.

Schomaker et al. (2005) besluiten dat de zuiveringsprestaties van dergelijke natuurlijke zuiveringssystemen beperkt blijven en voor een aantal stoffen seizoen- en temperatuurafhankelijk zijn. Bij hoge aanvoer (snelle doorstroming van het systeem) is de retentie van stoffen lager. Stikstofverwijdering gebeurt het meest efficiënt in de warmere maanden. De stuur- en controleerbaarheid is beperkt en er zijn nog leemten in de kennis ten aanzien van ontwerp en bedrijfsvoering. Wat organische stof en zwevend materiaal betreft zijn de perspectieven gunstig. Voor stikstof is het effect behoorlijk bij een voldoende lange verblijftijd, maar voor fosfor hooguit matig. Voor verwijdering van TN ligt het bereik zowat tussen 0,1 en 2,3 g N/m².dag, voor TP mag gerekend worden op ca. 0-0,25 g P/m².dag.

Het verwijderend vermogen voor fosfor neemt af als organisch materiaal zich in het systeem heeft opgehoopt en beschikbare adsorptieplekken voor fosfaat zijn verzadigd. Er kan dan zelfs nalevering optreden. De verwijdering van totaalfosfor varieert bijgevolg sterk: van een toename tot een reductie met de helft. Een relatief lage influentconcentratie en voldoende lange verblijftijd bevorderen de efficiëntie. Daarnaast zal het duidelijk zijn dat de aanleg van een voorzuiveringsgracht tot eutrofiëring van de onmiddellijke omgeving kan leiden.

Verwijzend naar de voorgaande paragraaf mag er van uitgegaan worden dat de reële belasting eerder zal bepaald worden door de minerale dan door de totale concentraties. Mede gezien de onderhoudsproblematiek, lijkt het echter wijselijk om bij de actuele aanvangsconcentraties niet al te veel hoop te stellen op een voldoende vermindering van de fosforbelasting op deze wijze.

3.3 Nutriëntenaanvoer door watervogels

Op basis van watervogeltellingen werd het aantal vogeldagen ingeschat voor de voornaamste broedende en overwinterende soorten die voornamelijk elders foerageren (Tabel 10). Hieruit zijn de P- en N-aanvoer berekend en de gemiddelde belasting voor de volledige oppervlakte.

Tabel 10. Geschatte aanvoer en belasting van stikstof en fosfor door watervogels.

	aantal	stikstof		fosfor	
		input (kg)	belasting (g/m ² .jaar)	input (kg)	belasting (g/m ² .jaar)
aalscholver	262	194,2-497,3	1,529-3,916	89-137,7	0,701-1,084
kokmeeuw	1600	154,9-366,1	1,220-2,883	70,8-72,1	0,557-,0568
stormmeeuw	400	48,7-115,4	0,384-0,909	22,4-22,8	0,176-0,179
zilverbmeeuw	750	168,9-433,7	1,330-3,415	77,6-120	0,611-0,945
totaal		566,7-1412,5	4,463-11,122	259,8-352,6	2,045-2,776

Hieruit blijkt dat louter de fosforbelasting door aalscholvers (34-39% van de berekende vogelinput; Figuur 20) of zilverbmeeuwen (30-34%) al voldoende kan zijn om het verkrijgen van een heldere, vegetatierijke toestand te hypothekeren. De hoeveelheid P die de vier beschouwde soorten gezamenlijk aanvoeren, 2 à 3 g/m².jaar overstijgt waarschijnlijk al de draagkracht van een veerkrachtig systeem en is voldoende om een autonoom herstel van submerse begroeiing te verhinderen (zie 3.2.1). Ook de stikstofbelasting (ca. 5-11 g/m².jaar) valt niet te verwaarlozen.



Figuur 20. Onder de aalscholverkolonie (9-6-2010, J. Packet).

4 Besluiten

4.1 Algemene omstandigheden

In een gebied als het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen met een alluviale, deels uit laagveen bestaande bodem en niet onbelangrijke variaties in het grondwaterpeil, is het optreden van hoge nutriëntenconcentraties, inz. fosfor, geen onbekend verschijnsel. In kalkarmere bodems komt fosfor er, behalve in mineraliseerbaar organisch materiaal, ook van nature veel voor in de vorm van redoxgevoelige ijzerverbindingen (strengiet, vivianiet). Voormalige landbouwactiviteiten en aanvoer van vervuild water kunnen eveneens aan een hoge P-rijkdom van de bodem bijdragen. De permanente inundatie van de laagst gelegen delen van de Afgraving en de meer reducerende bodemomstandigheden die hier uit volgen, lijken in eerste instantie dan ook niet vreemd aan een hoge beschikbaarheid van fosfor (Lamers et al. 2006, Banach et al. 2009). Hoewel de bodem afgegraven werd tot op het voormalige niveau van een slechts matig voedselrijk hooiland, zijn de bepalende bodemkenmerken onbekend. De fosforconcentraties die nabij de depressie in het grondwater zijn gemeten blijven erg bescheiden (meded. P. De Becker, 2011), wat er op lijkt te wijzen dat er vooral sprake kan zijn van 'interne' eutrofiëring. Een cyclisch afwisselen van droogvallen en overstroming, zoals nu in een groot deel van de depressie op treedt, kan de adsorptie van fosfor aan ijzer verhogen en dit verschijnsel in principe tegengaan (Lucassen et al. 2005), maar ook dit is niet in alle omstandigheden het geval.

In dit verband zijn de zeer hoge sulfaatgehalten die zijn waargenomen van belang. Hoge sulfaatconcentraties werden vroeger in het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen ook al op andere plaatsen vastgesteld (Janssens et al. 2004; Hendrickx et al. 1998), waarbij als mogelijke oorzaak verwezen werd naar guanoëring door de hoge aantallen overwinterende watervogels. Dit lijkt ons minder voor de hand te liggen. Een eerste verklaring voor het hoge gehalte aan sulfaat lijkt eerder dat het tijdelijk instellen van een lagere waterstand leidt tot oxidatie van gereduceerde zwavelverbindingen in de bodem, wat resulteert in vorming van sulfaat. De rivierafzettingen stroomafwaarts van Gent lijken veel pyriet (FeS_2) te bevatten (Smolders & Brouwer 2006), wat uiteraard een voor de hand liggende bron van sulfaat zou kunnen zijn. Ter hoogte van het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen was er echter wellicht nooit sprake van enige brakwaterinvloed bij de vorming van het holocene alluvium. Toch is het niet onwaarschijnlijk dat er ook hier, door herwerking van ouder marien materiaal, enig pyriet in de alluviale bodem aanwezig is. Een eventuele rol van de avifauna is daarbij wellicht eerder in een verhoogd nitraat-aanbod te zoeken, vermits dit op zijn beurt tot sterkere pyrietoxidatie leidt (Smolders et al. 2010). Het is echter niet gekend of de sulfaatrijkdom louter hierdoor verklaard kan worden. Zowel atmosferische depositie, als voormalige bemesting van het gebied kunnen, bijvoorbeeld, mee de hoge sulfaatwaarden veroorzaken. Andere potentiële verontreinigingsbronnen (gipshoudend stortmateriaal, het met kalk gesaneerde zuurteerstort aan de noordzijde van het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen) lijken niet in aanmerking te komen vanwege de gescheiden afwatering, maar ook hierover kan geen uitsluitel worden gegeven. Wat ook de oorsprong mag zijn, het sulfaatrijke water zorgt er voor dat in de laagste delen van de depressie bij reducerende omstandigheden ijzersulfide gevormd wordt ten koste van ijzer(hydr)oxide-fosfaatcomplexen, zodat fosfaatmobilisatie optreedt (Lamers et al. 1996). Bij sulfaatreductie wordt ook alkaliniteit gevormd, waardoor de afbraak van organische stof versnelt, wat op zijn beurt weer de vrijstelling van fosfor verhoogt. Nederlands onderzoek toonde aan dat er reeds bij concentraties van 10-19 mg/l sulfaat een verhoogd risico bestaat voor fosfaatmobilisatie in bodemvocht en oppervlaktewater (Lamers et al. 2006). Sulfaat heeft niet zozeer rechtstreekse gevolgen voor het waterleven. Bij hoge concentraties kan er, behalve indirecte eutrofiëring, in zuurstofloze omstandigheden met voldoende organische stof wel vorming van sulfide optreden. Deze stof is in lage concentraties giftig voor planten

en andere organismen.

De in de Afgraving waargenomen alkaliniteit en sulfaatwaarden zijn dermate hoog dat sterke mineralisatie van organisch materiaal, bij aanwezigheid van laagveen, veenafbraak en mogelijk P-vrijstelling verwacht kunnen worden (Jaarsma et al. 2008). Sprekend hiervoor is de, ondanks de geringe ouderdom, al aanzienlijke hoeveelheid sapropelium in de Afgraving. De daling van pH, zuurstof- en sulfaatconcentraties na juli-augustus, die gepaard gaat met een sterke stijging van de alkaliniteit, wijst wellicht op intense afbraakprocessen en sulfaatreductie in de waterbodem. Bij hogere temperatuur, zoals in juli-augustus 2010, lijkt effectief vrijstelling van fosfor op te treden. Dit kan volgen uit een versnelde mineralisatie van organisch materiaal en uit een verminderde adsorptie bij oplopende temperatuur en de ontwikkeling van reducerende omstandigheden in het sediment. In vele sterk eutrofe, ondiepe meren treedt vrijstelling van orthofosfaat op bij het anäeroob worden van het sediment tijdens de warme periode. In de Afgraving is de hoeveelheid aangeleverd fosfaat dermate hoog dat zelfs een sterke toename van het fytoplankton ze niet kan wegwerken. De intense fotosynthese veroorzaakt in het ondiepe water een pH-stijging, waardoor de absorptie van fosfor aan bodemdeeltjes nog verder vermindert. De fytoplanktonbloei wordt beëindigd door een kortstondige sterke begrazing door zoöplankton.

Richtwaarden voor het watertype zijn vastgelegd in het Besluit van de Vlaamse Regering met betrekking tot de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewateren, waterbodems en grondwater (BVR 2010). Dit besluit kadert in de implementatie van de Kaderrichtlijn Water in het Decreet Integraal Waterbeleid van de Vlaamse regelgeving. De gemiddelde TP-waarde in de Afgraving overschrijdt ruimschoots de richtwaarde voor een goede ecologische toestand (gemiddeld hoogstens 0,07 mg/l tijdens het vegetatieseizoen) in wateren van het Ami-meertype (zie ook Denys & Van Wichelen 2007).

Er kan gesteld worden dat de ontwikkeling van vegetatie in de plas mede onderdrukt wordt door het opwarrelen van sediment bij sterke wind en een laag waterpeil, waarbij niet enkel de lichtomstandigheden en misschien ook de chemische sedimentkwaliteit kritiek worden, maar de wortelende planten tevens fysisch hun houvast verliezen. Begrazing en loswrikken van de planten door watervogels is een bijkomende beperkende factor voor een goede ontwikkeling. Zoals de resultaten voor vissen en zoöplankton illustreren, verhindert de geringe groei van submerse vegetatie dat de plas veel meer is dan een tijdelijk geïnundeerde modderplaat.

4.2 Verwachte autonome vegetatieontwikkeling

In de huidige omstandigheden zal de ontwikkeling van de oevervegetatie sterk afhangen van de frequentie van droogvallen. In sommige jaren ontwikkelt een wilgenstruweel zich snel op de drooggevallen delen. Dit is vooral zo wanneer er eind juni – juli al uitgebreide slikzones aanwezig zijn. De naakte natte bodem is ideaal voor de kieming van de op dat moment verspreide wilgenzaden. Maaien is dan nodig om de ontwikkeling van een wilgenstruweel te voorkomen. In 2010 werd al vroeg in het voorjaar een vrij laag waterpeil bereikt. Dit zorgde ervoor dat tegen juli de slikplaten grotendeels begroeid waren met pioniersoorten waardoor de vestigingsmogelijkheden van wilgen beperkt bleven. Op de vroegst droogvallende delen groeiden tussen de pioniers een groot aantal meerjarigen, meer bepaald. typische soorten van natte ruigten, rietlanden en grote zeggenvegetaties. Vermits in de winter een hoger peil wordt aangehouden, zullen de ruigtesoorten naderhand verdwijnen. Riet en grote zeggenvegetaties zullen bijgevolg het algemeen vegetatieaspect bepalen. De verspreide aanwezigheid van riet op de droogvallende zones en de jonge, dichte rietvegetaties langs de westelijke en zuidelijke oever geven aan dat de ontwikkeling van riet spontaan gebeurt. Ook op de noordwestelijke zones komt verspreid riet voor maar is er nooit een dichte bedekking. Aanzienlijke schade aan jonge planten door vraat van watervogels, vooral ganzen en

meerkoeten (Figuur 21), kan verklaren waarom het riet beperkt blijft tot de zones met de meeste verstoring (recreatie). In de huidige omstandigheden zal de gewenste ontwikkeling van riet in de beoogde zones vermoedelijk zeer moeilijk verlopen door sterke begrazing. Voor de ontwikkeling van een dichte vegetatie zullen eerst kleine dichte kernen gevormd moeten zijn. Dit kan pas als massale kieming van wilgen in de droogvallende delen vermeden kan worden en het riet van begrazing gevrijwaard blijft. Bij het huidige beheer zal het eerder van het toeval afhangen of rietvegetaties zich goed uitbreiden. Ook wanneer het riet goed aanslaat zal het verwijderen van wilgen een blijvende inspanning vergen.



Figuur 21. Schaarse rietstengels aan de zuidzijde van de Afgraving. Alle oudere bladeren zijn door ganzen ingekort (9-6-2010, J. Packet).

Het verkrijgen van een heldere plas met veel submerse vegetatie is momenteel vrijwel uitgesloten. Hoge nutriëntenconcentraties, een weinig consistent substraat, vertroebeling door windwerking en watervogels, sterke begrazing door watervogels en een hoge densiteit aan jonge vis zijn factoren die door positieve terugkoppeling de huidige toestand bestendigen. Enkel in natte jaren met een hoger waterpeil kunnen wat betere omstandigheden verwacht worden. Hiervan zou de in het voorjaar aanwezige vegetatie kunnen profiteren en een heldere situatie wat langer kunnen aanhouden. De verwachting is echter dat ook dit, zoals in het diepere water van de Loopgracht (zie Bijlage 2), hooguit van tijdelijke aard zal zijn. Door de sterk wisselende condities zal elke watervegetatie gekenmerkt blijven door een lage diversiteit aan soorten en groevormen.

4.3 Verwachte effecten van peilverhoging op de vegetatieontwikkeling

Een tot 5,40 m TAW verhoogde waterstand zal een successie tot wilgenstruweel sterk afremmen en het risico hierop beperken tot de smalle rand die bij deze waterstand nog droogvalt. Wanneer in deze zone riet door aanplanten en beschermen bevorderd wordt zal ook hier het wilgenprobleem minder acuut worden. De kans bestaat dan dat grote delen van de plas door riet zullen worden ingenomen. Een voldoende hoge waterkolom is in dat geval nodig om enig open water te behouden.

Indien een verhoging van het waterpeil met geschikt water kan gebeuren, is mogelijk een kortstondig of in de tijd wisselend effect op de ontwikkeling van watervegetatie te verwachten. Door de hoge nutriëntenbelasting zullen eutrofiëringsverschijnselen zich echter blijven voordoen en zorgen voor slechte ontwikkelingscondities. Om ideale omstandigheden te verkrijgen voor submerse vegetatie is een waterpeilverhoging onvoldoende. Bijkomende maatregelen zoals het verminderen van nutriëntenbelasting, afvoeren van slib en het sturen van het visbestand zullen daartoe moeten genomen worden. Het is duidelijk dat een peilverhoging door het inlaten van nutriëntenrijk water geen optie is. In het geval is een hogere waterkolom ook nodig voor een meer diverse watervegetatie.

4.4 Verwachte effecten van peilverhoging op het voorkomen van exoten

Een eventuele verbinding van de plas met naburige wateren om het zomerpeil te verhogen zal weinig gevolgen hebben voor de kolonisatie door bijkomende (exotische) vissoorten. Ongeveer dezelfde soorten worden reeds in alle bemonsterde watertjes waargenomen, weliswaar in licht verschillende verhoudingen. Een substantiële wijziging in het visbestand zal dus enkel optreden wanneer actief de hydrologie en ecologie merkkelijk gewijzigd worden (bijv. mocht het verhogen van het waterpeil tot gevolg hebben dat ondergedoken waterplanten beter kunnen stand houden). Om een ecologisch waardevol visbestand te verkrijgen zal het nodig zijn om rekrutering van piscivoren, zoals snoek, te bevorderen. Dit kan door deze vissoorten uit te zetten. Een hogere predatiedruk van juveniele snoek op kleine vis, zal eveneens het aandeel van exoten, zoals blauwbandgrondel en gibel doen dalen. Indien jonge snoekjes echter, zoals vermoed, aan een sterke predatiedruk blootstaan is ook hiervan weinig heil te verwachten indien niet eerst meer schuilgelegenheid kan worden geboden. In de Oude Leie en de Loopgracht werd Amerikaanse geelbuikschildpad (*Trachemys scripta scripta*) waargenomen. Tevens is in september in de Loopgracht een zaagrug gezien (*Gratemys pseudogeographica*). Voortplanting van deze reptielen wordt echter niet verwacht zolang de zomerminimumtemperaturen laag genoeg blijven.

4.5 Mogelijkheden voor peilverhoging

4.5.1 Bevloeiingsscenario

Een hogere waterstand zou in principe betere groeicondities voor waterplanten kunnen betekenen. Dit kan enkel wanneer het ingelaten water van goede kwaliteit is. Het rechtstreeks inlaten van Leie- of RWZI-water is in dit opzicht geen optie is. Enkel na een efficiënte voorzuivering wordt dit mogelijk. Hierbij zullen wellicht defosfateringstechnieken moeten worden gebruikt, waarna het water nabehandeld wordt door alternatieve waterzuivering (vooral ter verwijdering van N). De Leiearm zelf zal eveneens onder handen genomen moeten worden indien er water via deze weg wordt ingelaten. De combinatie van deze maatregelen betekent een aanzienlijke financiële investering en de nazuivering zal ook voldoende plaats in het gebied toegemeten moeten krijgen (Ossemeersen). Hierbij zullen verschillende partners betrokken partij zijn (VMM, Aquafin, Stad Gent).

Voordelen:

- mits opvolging voldoende water van goede kwaliteit op het goede moment;
- mogelijk enige doorstroming te realiseren (lagere retentietijd, afvoer nutriënten).

Nadelen:

- kostprijs defosfatering (Aquafin);
- kostprijs aanleg alternatieve nazuivering;
- ruimtebeslag alternatieve nazuivering;
- kostprijs van opvolging en onderhoud alternatieve nazuivering;
- eventueel slibruiming en inrichting Leiearm.

4.5.2 Intern peilbeheer

Gezien deze maatregelen op korte termijn moeilijk realiseerbaar kunnen zijn lijkt het ons beter om het waterpeil van de afgraving niet te laten afhangen van het peilbeheer in de rest van het gebied. Hierbij zouden de hoge winterpeilen in de zone van de afgraving zolang mogelijk behouden moeten blijven en enkel door evapotranspiratie een natuurlijke fluctuatie kennen. In de meeste jaren zal men hierdoor in het voorjaar en vroege zomer waarschijnlijk voldoende water kunnen bergen om de beoogde peilen in de zomer te halen.

Voordelen:

- onmiddellijk uit te voeren.

Nadelen:

- geen sturing van laagste peil (onderhevig aan uitzonderlijke droogte);
- mogelijk vegetatiewijziging in omgevende hooilanden.

4.6 Aanvullende maatregelen ter bevordering van waterkwaliteit en gewenste vegetatiestructuur.

4.6.1 Slibruiming

Gezien grote delen van de waterbodem bedekt zijn met slib is periodiek ruimen van de greppels gewenst. Verder kan bekeken worden hoe het slib eventueel op een natuurlijke manier kan afvloeien naar de Loopgracht, of geconcentreerd kan worden in een nog te creëren dieper deel, dat makkelijker kan geruimd worden.

4.6.2 Evenwichtig visbestand

Door het bepoten met snoek zou de predatiedruk op kleine vis vergroot worden. Hierdoor vermindert de predatiedruk op zoöplankton dat het fytoplankton kan begrazen, wat in een beter doorzicht kan resulteren. Hierbij wordt het best zes weken oude snoek (5 cm) bepoot met een minimale densiteit van 500 individuen per ha (Skov & Nilson 2007). Dergelijke snoekjes kunnen geleverd worden door het INBO (Linkebeek). Voorafgaand dient voldoende schuilhabitat te worden gerealiseerd. Bij ontstentenis van submerse vegetatie is de ontwikkeling van een kraag waterriet hiervoor het meest aangewezen.

4.6.3 Aanplanten en beschermen van riet

De bestaande rietkernen worden best beschermd tegen vraat zodat ze verder kunnen ontwikkelen. Om de rietontwikkeling sneller te laten gebeuren kan er aan gedacht worden om riet uit het Stedelijk Natuurreservaat Bourgoyen-Ossemeersen (of de nabije omgeving) uit te planten in de ondiepe delen van de Afgraving (zie bijvoorbeeld de Kwaadsteniet 1990, VMM 2000). Het creëren van een brede rietzoom (2/3 van de totale oppervlakte) zal een milderend effect hebben op de windwerking en mogelijk de waterkwaliteit in gunstige zin beïnvloeden.

4.6.4 Watervogels

Alleen al de input van nutriënten door de aalscholverkolonie is mogelijk al een te grote hinderpaal voor het bekomen van een helder systeem. Er kan overwogen worden om maatregelen te nemen zodat uitwerpselen van de kolonie niet langer rechtstreeks in het water terecht komen. Bij een merkelijke uitbreiding van de rietbegroeiing zal de aantrekkingskracht van de plas als slaapplek voor meeuwen wellicht vanzelf sterk afnemen. Verder dienen de inspanningen ter bestrijding van invasieve ganzen volgehouden te worden.

Referenties

- Banach A.M., Banach K., Visser E.J.W., Stepniewska Z., Smits A.J.M., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M. 2009. Effects of summer flooding on floodplain biogeochemistry in Poland: implications for increased flooding frequency. *Biogeochemistry* 92: 247-262.
- Benndorf J., Miersch U. 1991. Phosphorus loading and efficiency of biomanipulation. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 2482-2488.
- de Eyto E., Irvine K., García-Criado F., Gyllström M., Jeppensen J., Kornijow R., Miracle M.R., Nykänen M., Bareiss C., Cerbin S., Salujõe J., Franken R., Stephens D., Moss B. 2003. The distribution of chydorids (Branchiopoda, Anomopoda) in European shallow lakes and its application to ecological quality monitoring. *Archiv für Hydrobiologie* 156: 181-202.
- de Kwaadsteniet P.I. M. 1990. Natuurlijke oevers in beweging: handleiding voor inrichting en beheer van riet- en andere natuurlijke oevers. Stichting Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer, Utrecht.
- Denys L. 2009. Een *a posteriori* typologie van stilstaande wateren in Vlaanderen. INBO.R.2009.34, Brussel.
- Flössner D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden.
- Goethals P.L.M., Breine J., Simoens I., Belpaire C. 2006. Ontwikkelen van een index voor het biologisch kwaliteitselement vis voor de Kaderrichtlijn Water – Uittesten van de Europese ontwerphandleiding 'REFCOND' voor het kwaliteitselement vis in Vlaanderen. INBO, Brussel.
- Hahn S., Bauer S., Klaassen M. 2007. Estimating the contribution of carnivorous water birds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology* 52: 2421-2433.
- Hahn S., Bauer S., Klaassen M. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology* 53: 181-193.
- Jaarsma N., Klinge M., Lamers L. 2008. Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapport 2008-04, STOWA, Utrecht.
- Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Scheffer M., Lijklema L., Van Liere L., Klinge M., Mooij W.M. 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologica* 38: 203-219.
- Kershaw K.A. & Looney J.H.H. 1985. Quantitative and dynamic plant ecology. Edward Arnold Limited, London.
- Lamers L.P.M., Loeb R., Antheunisse A.M., Miletto M., Lucassen E.C.H.E.T., Boxman A.W., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. 2006. Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia* 565: 165-186.
- Lamers L.P.M., Smolders A.J.P., Brouwer E., Roelofs J.G.M. 2006. Sulfaatverrijkt water als inlaatwater? *Landschap* 96/3: 169-180.
- Louette G., Anseeuw D., Gaethofs T., Hellemans B., Volckaert F.A.M., Verreycken H., Van Thuyne G., De Charleroy D., Belpaire C., Declerck S., Teugels G.G., De Meester L., Ollevier F. 2001. Ontwikkeling van een gedocumenteerde gegevensbank over uitheemse vissoorten in Vlaanderen met bijkomend onderzoek naar blauwbandgrondel. Eindverslag VLINA, Leuven.
- Louette G., De Bie T., Vandekerckhove J., Declerck S., De Meester L. 2007. Analysis of the inland cladocerans of Flanders (Belgium) – Inferring changes over the past 70 years. *Belgian Journal of Zoology* 137: 117-123.

- Louette G., Declerck S. 2006. Assessment and control of non-indigenous brown bullhead *Ameiurus nebulosus* populations using fyke nets in shallow ponds. *Journal of Fish Biology* 68: 522-531.
- Louette G., Martens S., Coeck J. 2006. Inventarisatie van de visfauna in de Kraenepoel (Aalter). INBO.IR.2006.19, Brussel.
- Louette G., Van Wichelen J., Packet J., Warmoes T., Denys L. 2008. Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel, partim Schulensmeer. INBO.R.2008.49, Brussel.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Roelofs J.G.M. 2005. Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate-eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil* 269: 109-115.
- McCauley E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters (Downing J.A. & Rigler F.H., eds.). Blackwell Scientific, pp. 228-265.
- Middelboe A. & Markager S. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 37: 553-568.
- Notenboom-Ram E. 1981. Verspreiding en ecologie van de Branchiopoda in Nederland. RIN-rapport, Arnhem.
- Richardson C.J., Qian S., Craft C.B. & Qalls R.G. 1997. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 4: 159-175.
- Samsoen L. 2000. Sloot en plas – Roofvis, witvis en hun verhouding. In: Stedelijk natuurreserveaat Bourgoyen-Ossemeersen (De Muynck B., red.), Stichting Mens en Cultuur, Gent, pp. 50-51.
- Samsoen L. 2001. Visstandsonderzoek van de Bourgoyen-Ossemeersen. Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek, Gent.
- Schomaker A.H.H.M., A.J. Otte, J.J. Blom, T. Claasse, Kampf R. 2005. Waterharmonica de natuurlijke schakel tussen waterketen en watersysteem. STOWA rapportnummer 2005-18.
- Simoens I., Breine J., Belpaire C. 2006. Monitoringsproject visfauna. Afleiden en beschrijven van systeemeigen referentieomstandigheden en/of maximaal ecologisch potentieel voor visgemeenschappen in elk Vlaams oppervlaktewaterlichaamtype, vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde beoordelingssystemen op basis van vismonitoring. INBO, Brussel.
- Skov C., Nilsson P.A. 2007. Evaluating stocking of YOY pike *Esox lucius* as a tool in the restoration of shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 1834-1845.
- Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M. 2010. How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* 98: 1-7.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Amsinck S.L. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616-629.
- van Dobben H., van Hinsberg A. 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000-gebieden. Alterra-rapport 1654, Alterra, Wageningen.
- Vleeshouwers L.M., Janse J.H., Aldenberg T., Knoop J.M. (2004). A metamodel for PCLake. RIVM report 703715007/2004. RIVL, Bilthoven.
- VMM 2000 Typebestek natuurvriendelijke oevers : concepten en besteksbepalingen voor de onbevaarbare waterlopen. Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling Water, Brussel.

Witteveen & Bos 2006 Interacties tussen stuurvariabelen voor ecologische doelen in meren, fase 2: analyse van simulaties. Witteveen + Bos, Deventer.

Zoetemeyer R.B., Lucas B.J. 2001. De OVB-viswatertyping deel 1 – Ondiepe wateren. Vis & Water magazine 1, 16 pp.

Bijlage 1. Methoden fysisch-chemische analyse

variabele	laboprocedure	techniek	eenheid	bepaalbaarheidsgrens
SO ₄	SAP-159A	ICS3000	mg/l	0,5
Cl	SAP-159A	ICS3000	mg/l	1
PO ₄	SAP-159A	ICS3000	mg/l	0,1
NO ₂	SAP-159A	ICS3000	mg/l	0,1
NO ₃	SAP-159A	ICS3000	mg/l	0,1
NH ₄	SAP-159B	ICS3000	mg/l	0,05
Ca	SAP-159B	ICS3000	mg/l	0,1
K	SAP-159B	ICS3000	mg/l	0,1
Mg	SAP-159B	ICS3000	mg/l	0,1
Na	SAP-159B	ICS3000	mg/l	0,1
Fe	SAP-155A	ICP	mg/l	0,05
Al	SAP-155A	ICP	mg/l	0,05
Si	SAP-155A	ICP	mg/l	0,05
Mn	SAP-155A	ICP	mg/l	0,1
pH	SAP-101A	veld	pH-eenheden	0,1
EGV (25°C)	SAP-102A	veld	µS/cm	1
saliniteit	SAP-102A	veld	‰	0,1
O ₂	SAP-100A	veld	mg/l	0,1
O ₂ -verzadiging	SAP-100A	veld	%	1
alkaliniteit	SAP-156A	TAM	mmol/l	0,01
Kj-N	SAP-154A	destructie	mg N/l	0,5
TP	SAP-154A	destructie	mg P/l	0,01
zwevende stof	SAP-105A	filtratie	mg/l	1
chl <i>a</i>	SAP-158A	NEN	µg/l	5
faeofytine	SAP-158A	NEN	µg/l	5

Oevervegetaties Afgraving

b: boomlaag, s: struiklaag

WATERVEGETATIES AFGRAVING

Vegetatieopnamen Afgraving	W1	W2	W3	W4
datum (2010/9/dag)	6	6	6	6
bedekking totaal (%)	1	5	80	0
kruidlaag (%)	<1	5	80	<1
algen (%)	-	-	<1	-
submers (%)	<1	-	70	-
drijvend (%)	<1	1	15	-
emers (%)	<1	5	5	<1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	-	-	f	-
<i>Bidens cernua</i>	-	f	o	-
<i>Bidens frondosa</i>	-	o	-	-
<i>Callitriche obtusangula</i>	-	-	f	-
<i>Callitriche</i> sp.	-	r	-	-
<i>Carex acuta</i>	-	f	-	-
<i>Carex pseudocyperus</i>	-	-	r	-
<i>Chara vulgaris</i> var. <i>papillata</i>	-	-	f	-
<i>Chenopodium rubrum</i>	f	-	-	r
<i>Draadwier</i>	-	-	o	-
<i>Eleocharis palustris</i>	-	o	f	-
<i>Equisetum palustre</i>	-	o	r	-
<i>Glyceria maxima</i>	-	f	-	-
<i>Juncus effusus</i>	-	f	o	-
<i>Lemna minor</i>	-	f	o	-
<i>Lemna minuta</i>	r	-	-	-
<i>Lycopus europaeus</i>	-	-	r	-
<i>Lythrum portula</i>	-	-	o	-
<i>Lythrum salicaria</i>	-	-	o	-
<i>Mentha aquatica</i>	-	-	o	-
<i>Phragmites australis</i>	o	o	-	-
<i>Polygonum lapathifolium</i>	o	o	f	-
<i>Potamogeton pusillus</i>	o	-	d	-
<i>Ranunculus sceleratus</i>	-	o	o	-
<i>Rorippa amphibia</i>	-	o	-	-
<i>Salix alba</i>	o	-	r	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	r	-	-
<i>Sparganium erectum</i>	-	r	-	-
<i>Typha latifolia</i>	-	o	-	-
<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	o	-	a	-

WATERVEGETATIES LOOPGRACHT

Vegetatieopnamen Loopgracht (Valkenhuishoeve)	B_VJ	B_VH
datum (2010/maand)	2010/06	2010/09
bedekking totaal (%)	70	10
kruidlaag (%)	60	10
algen (%)	50	-
submers (%)	65	<1
drijvend (%)	1	1
emers (%)	5	10
<i>Bidens cernua</i>	-	f
<i>Bidens frondosa</i>	-	o
<i>Calliergonella</i> sp.	o	-
<i>Callitriche</i> sp.	f	o
<i>Calystegia sepium</i>	-	o
<i>Carex acuta</i>	-	cd
<i>Carex disticha</i>	-	a
<i>Carex riparia</i>	-	o
<i>Draadwier</i>	d	-
<i>Eleocharis palustris</i>	-	f
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	o	-
<i>Equisetum palustre</i>	-	o
<i>Glyceria maxima</i>	-	a
<i>Hottonia palustris</i>	o	-
<i>Iris pseudacorus</i>	-	o
<i>Lemna minor</i>	f	f
<i>Lemna minuta</i>	f	r
<i>Lythrum portula</i>	-	f
<i>Lythrum salicaria</i>	-	o
<i>Mentha aquatica</i>	-	f
<i>Phragmites australis</i>	-	cd
<i>Polygonum hydropiper</i>	-	o
<i>Potamogeton crispus</i>	r	-
<i>Potamogeton pusillus</i>	f	-
<i>Rorippa amphibia</i>	-	o
<i>Rorippa microphylla</i>	-	o
<i>Rumex hydrolapathum</i>	-	f
<i>Rumex sanguineus</i>	-	o
<i>Salix alba</i>	-	r
<i>Scutellaria galericulata</i>	-	f
<i>Solanum dulcamara</i>	-	f
<i>Sparganium erectum</i>	-	o
<i>Spirodela polyrhiza</i>	o	-
<i>Stachys palustris</i>	-	f
<i>Veronica scutellata</i>	-	r
<i>Zannichellia palustris</i> subsp. <i>palustris</i>	a	-