

Het belang van slibverwijdering voor het herstel van een geëutrofiëerd ondiep meer (de Kraenepoel, Aalter)

¹Universiteit Gent,
Laboratorium Protistologie &
Aquatische Ecologie

²Katholieke Universiteit Leuven,
Laboratorium Aquatische
Ecologie

³Nationale Plantentuin van België

⁴Katholieke Universiteit Leuven,
Campus Kortrijk, Laboratorium
Biologie

⁵Instituut voor Natuur- en
Bosonderzoek

⁶Universiteit Gent, Laboratorium
Terrestrische Ecologie

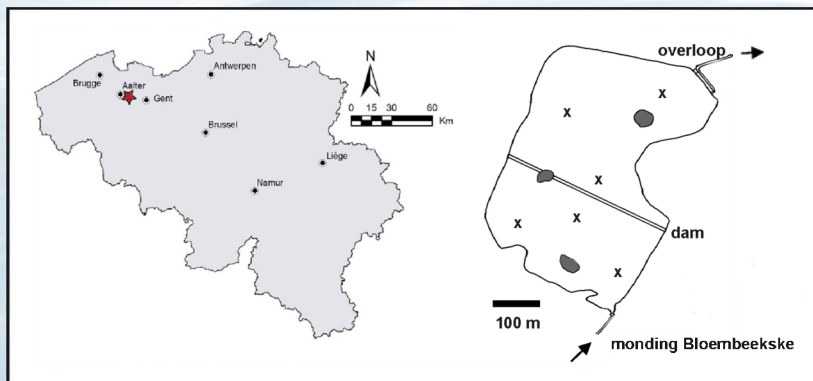
In het begin van de negentiende eeuw herbergde de Kraenepoel een zeer diverse en unieke flora met veel vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse, typisch voor voedselarm, zacht water op zandig substraat. Door teloorgang van het traditionele beheer als visteeltvijver, waarbij periodieke droogleggingen de vorming van een uitgebreide sliblaag tegengingen, en door de aanvoer van door landbouw en bewoning vervuild water, degradeerde deze plas tot een zeer voedselrijk systeem waarin nauwelijks nog plaats was voor de typische vegetatie van weleer en waar daarentegen jaarlijks algenbloei werd vastgesteld. In 2000 werden zeer drastische herstellingswerken uitgevoerd ter verbetering van de groeiomstandigheden van de oorspronkelijke vegetatie. Beide delen van de plas werden tijdelijk drooggelegd en leeggevestigd, de toevoerbeek werd omgeleid en bovendien werd de sliblaag in het noordelijke gedeelte verwijderd. Nadat beide vijverdelen weer waren volgelopen met grond- en regenwater werd in de daarop volgende jaren een stelselmatige uitbreiding van de nog aanwezige vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse vastgesteld in de noordelijke vijverhelft. Bovendien hebben soorten die nog niet zo lang geleden waren verdwenen (o.a. Moerashertshooi) er zich terug kunnen vestigen. In de zuidelijke vijverhelft verdwenen de algenbloeien ondanks de aanwezigheid van grote hoeveelheden voedingsstoffen uit de nog aanwezige sliblaag. Na een paar maanden zorgden oxidatieprocessen in deze sliblaag evenwel voor een sterke verzuring, vooral door gebrek aan bufferend oppervlaktewater: wat vermoedelijk een snelle kolonisatie door de typische flora verhinderde. Drooglegging als beheersmaatregel bij het herstel van vijvers en plassen zonder daarbij het sediment te verwijderen dient dan ook vermeden te worden wanneer daarbij het bufferend vermogen sterk gereduceerd is.

Eutrofiëring: bedreiging voor natuurwaarden in stilstaand oppervlaktewater

Voedselaanrijking (eutrofiëring), voornamelijk onder antropogene invloed, heeft ertoe geleid dat vele oorspronkelijk heldere meren met uitgebreide vegetaties van ondergedoken waterplanten (macrofyten) gedurende de laatste honderd jaar geëvolueerd zijn naar een troebele toestand zonder macrofyten, maar met een hoge biomassa aan microscopisch kleine algen (fytoplankton). In tegenstelling tot diepe meren zijn ondiepe meren erg vatbaar voor deze voedselaanrijking van voornamelijk stikstof en fosfor. Windwerking zorgt in deze systemen namelijk voor een bijna continue menging van het bodemsediment (met daarin opgeslagen voedingsstoffen) met het water. Bij zeer sterke voedselaanrijking kan dit leiden

tot bloeivorming van het fytoplankton waarbij de bloeivormende soorten zeer dikwijls tot de cyanobacteriën behoren. Deze organismen kunnen heel wat overlast veroorzaken van esthetische (uitzicht, stank), ecologische (vertroebeling, vissterfte) en economische (recreatie, drinkwater) aard. Ze kunnen ook gifstoffen (cyanotoxines) afscheiden en bij momenten zuurstoftekorten veroorzaken in het water, met botulisme tot gevolg (Van Wichelen et al. 2006). Daar vele typische helderwater organismen bedreigd zijn, tracht men ook in het kader van het natuurbewoud meer en meer om de troebele toestand terug om te buigen naar de oorspronkelijke heldere toestand. In de eerste plaats dient daarvoor de aanvoer van voedselrijk water aan banden te worden gelegd. Aangezien met de tijd zeer veel voedingsstoffen in de sliblaag kunnen accumuleren is deze maatregel niet altijd voldoende en dient meestal ook het slib te worden geruimd. Dikwijls dient ook ter hoogte van het voedselweb te worden ingegrepen. Een veel toegepaste techniek is 'biomanipulatie' of 'actief biologisch beheer'. Deze techniek bestaat meestal uit een verregaande verwijdering van het planktivoor en benthivoor visbestand (voor meer informatie: zie Declerck et al. 2006).

Figuur 1: Situering van de Kraenepoel (ster) in België (links) en schets van het meer (rechts). Oppervlaktewater wordt aangevoerd via het Bloembeekse in het zuidwesten en het waterniveau kan worden geregeld met behulp van een overloopconstructie aan de noordoostoever. Donkere zones stellen kleine eilandjes voor; de kruisjes vertegenwoordigen de plaatsen in elke vijverhelft waar tweewekelijks (groeiseizoen) of maandelijks (winter) waterstalen werden genomen.



De teloorgang van de Kraenepoel

De Kraenepoel (Fig. 1), ongeveer 2 km ten oosten van de dorpskern van Aalter (Oost-Vlaanderen, België), is een voor Vlaanderen relatief grote (22 ha) en ondiepe (gemiddelde diepte 1 m) plas die sinds 1957 verdeeld is in 2 helften door de aanleg van een dam. Voordien werd de plas beheerd als visteeltvijver, waarbij de vijver ongeveer om de 5 jaar werd leeggelaten om de vis (karper)

te oogsten. Ondermeer door deze periodieke droogleggingen werd deze vijver gekenmerkt door een zeer diverse en vrij unieke flora met veel vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse, waaronder Waterlobelia, Oeverkruid, Drijvende waterweegbree, Moerasweegbree, Moerasmele en een hoge diversiteit aan sierwieren. Door de teloorgang van het specifieke beheer (periodieke drooglegging), verhoogde toevoer van voedingsstoffen (afkomstig van landbouw en huishoudelijk afvalwater) via een lokale beek (Bloembeekse), bladval van de omringende bomen en stikstofdepositie, degradeerde het systeem tot een zeer voedselrijke plas. Dit bleek onder meer uit de hoge gehalten aan fosfor en stikstof die eind de jaren negentig werden opgemeten. Deze hoge nutriëntengehaltes veroorzaakten jaarlijks een intense fytoplanktonbloei (met onder meer cyanobacteriën) tijdens de zomer. Deze bloeien zorgden voor een verregaande vertroebeling van het water en het verdwijnen van de specifieke flora. Enkel in de noordelijke vijverhelft werden nog submerse vegetaties aangetroffen van vooral Schedefonteinkruid, eerder typisch voor voedselrijke omstandigheden. In die periode was in de vijver veel vis aanwezig, vooral in de zuidelijke helft (385 kg ha^{-1}), waar vooral bodemomwoelende brasem mee verantwoordelijk was voor de vertroebeling van de waterkolom (Declerck & De Meester 2000). In het minder troebele water van de noordelijke helft, was de diversiteit van het visbestand groter (met onder meer een vrij groot aandeel van zeelt, snoek en karper) en was baars numeriek de dominante soort (alles samen 37 kg ha^{-1}).

Kiemexperimenten, die zowel in het laboratorium als in het veld werden uitgevoerd, wezen uit dat de nog aanwezige zaadvoorraad in de vijversedi-

menten voornamelijk bestond uit zaden van Rode Ganzevoet in het zuidelijke gedeelte en Knolrus en Goudzuring in het noordelijke gedeelte. Van de typische flora werd enkel kiemkrachtig zaad van Knolrus, Gesteeld glaskroos en Naaldwaterbies teruggevonden (Van Wichelen *et al.* 2003, Bossuyt *et al.* 2007). Van deze soorten was op het ogenblik van de kiemprouwen nog steeds een vitale populatie in de Kraenepoel aanwezig. Deze resultaten tonen geenszins aan dat andere vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse niet meer aanwezig waren in de zaadvoorraad van de Kraenepoel. Er kon enkel gesteld worden dat de zaadvoorraad van de reeds verdwenen vertegenwoordigers van de Oeverkruidklasse waarschijnlijk zeer klein en sterk gelokaliseerd was en dat bijgevolg een selectieve ontslibbing, waarbij zones met kiemkrachtig zaad van deze soorten worden behouden, niet mogelijk was. Bovendien heeft onderzoek in Nederland aangetoond dat het nemen van herstelmaatregelen, zoals ontslibben, nergens had geleid tot het verdwijnen van restpopulaties van bedreigde soorten (Brouwer *et al.* 1996).

Drastische herstelmaatregelen om het tij te doen keren

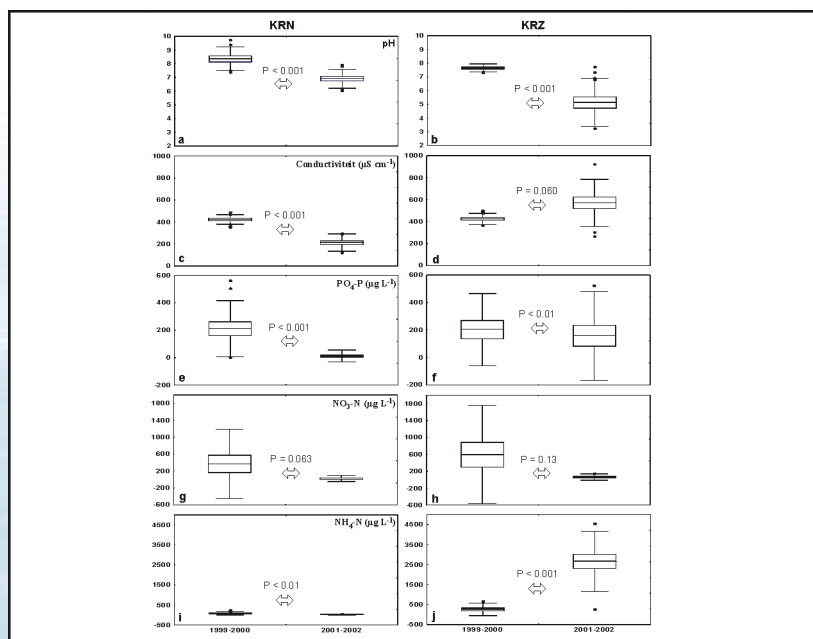
De herstellingswerken gebeurden in een aantal fasen. Tijdens het najaar van 2000 werd het voedselrijke water van de beek omgeleid, en werd de vijver afgevoerd en drooggelegd. Het sediment werd na een aantal weken van drogen uit de noordelijke helft verwijderd (24.600 m^3). Zachtglooiende oevers werden gereconstrueerd en overhangende bomen en takken werden gekapt om bladval in de vijver te reduceren. Na de herstellingswerken vulde de vijver zich op spontane wijze met grond- en regenwater. In het daaropvolgende voorjaar werd snoek uitgezet teneinde rekrutering van eventueel illegaal uitgezette vis tegen te gaan. De zuidelijke vijverhelft werd pas ontslibd in de zomer van 2002. Dit bood ons de gelegenheid om tijdens het jaar 2001 een evaluatie te maken van de effecten van enerzijds de combinatie van drooglegging, afwissing en ontslibbing (noordelijke vijverhelft) ten opzichte van de combinatie van drooglegging en afwissing zonder ontslibbing (zuidelijke vijverhelft).

Belangrijkste waarnemingen na herstellingswerken van 2000

De uitgevoerde werken resulteerden in zeer sterke veranderingen in de abiotiek en het voedselweb in beide vijverhelften (Van Wichelen *et al.* 2003, 2007).

De totale hoeveelheid opgeloste ionen (Fig. 2c,d) en de concentraties van de voornaamste voedingsstoffen orthofosfaat (Fig. 2e,f), nitraat (Fig. 2g,h) en ammonium (Fig. 2i,j), verminderden sterk in de noordelijke vijverhelft. Dit was minder het geval in de zuidelijke vijverhelft, waar de sedimenten nog steeds fungeerden als een bron van fosfaten en ammonium. Sinds 1957, het

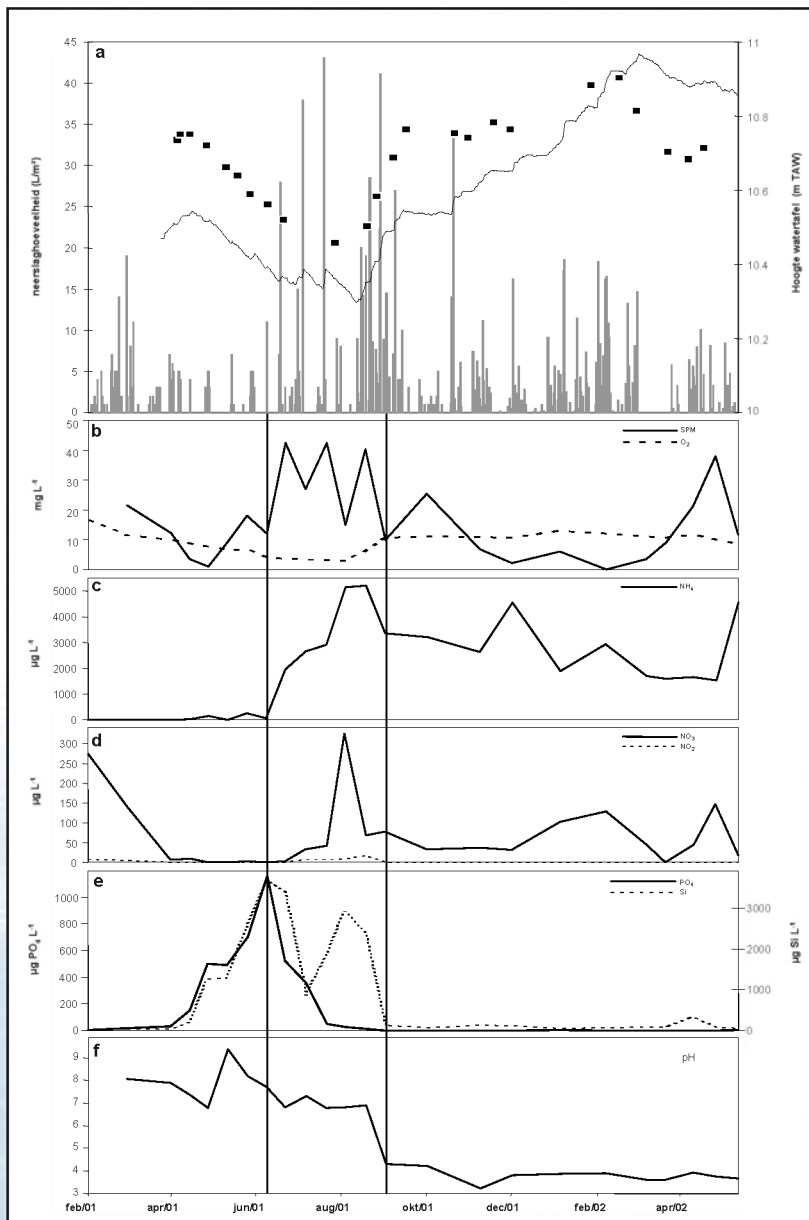
Figuur 2: Box-Whisker plots met gemiddelde waarde, standaardfout en extremen voor de zuurtegraad (a,b), elektrische geleidbaarheid (c,d), de concentratie orthofosfaat (e,f), nitraat (g,h) en ammonium (i,j) in de waterkolom van beide vijverhelften, voor en na de herstellingswerken. De significantie van de verschillen tussen maandelijkse gemiddelden van de periode juni 1999 - mei 2000 en juni 2001 - mei 2002 is getest met gepaarde T-testen (KRN: noordelijke vijverhelft, KRZ: zuidelijke vijverhelft).



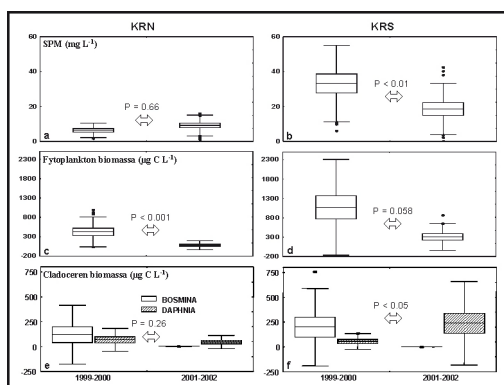
jaar waarin de periodieke droogzetting van de zuidelijke vijverhelft definitief werd stopgezet, heeft zich een grote hoeveelheid anaëroob, organisch slib opgestapeld. Wanneer de sedimenten aan de lucht werden blootgesteld, van september tot november 2000, kon versnelde mineralisatie optreden van het in het slib opgestapelde organisch materiaal (De Groot & Van Wijck 1993), o.a. tot nitraat en ammonium. Na het terug vollopen van de zuidelijke vijverhelft werden de sedimenten tijdens het voorjaar en de zomer geleidelijk aan weer zuurstofloos als gevolg van microbiële afbraak van nog steeds aanwezig organisch materiaal in de sedimenten. Ook in de waterkolom werd dan een dalende trend van opgelost zuurstof vastgesteld (Fig. 4b). Dit zorgde onder meer voor een verhoogde vrijstelling van fosfaten (Fig. 4e), dat onder zuurstofrijke omstandigheden gebon-

den zit aan sedimentpartikels (Søndergaard *et al.* 2003). Vermoedelijk werd toen ook nitraat (Fig. 4d) snel gereduceerd tot ammonium door de biologische oxidatie van de grote voorraad sulfiden in het sediment door specifieke zwavelbacteriën (Dannenberg *et al.* 1992, Brunet & Garcia-Gil 1996) en kon er een grote voorraad ammonium accumuleren in het sediment. De aanwezigheid van grote hoeveelheden sulfiden in de sliblaag vindt zijn oorsprong vermoedelijk in de oxidatie van de pyrietrijke ondergrond door met nitraten aangerijkt grondwater uit de omringende landbouwgebieden, wat tot de vrijstelling van sulfaten leidt (Vande Vyvere 2003). Deze sulfaten reduceren vervolgens in anaërobe organische bodems tot sulfiden die zich aldus in de sliblaag opstapelen (Holmer & Storkholm 2001). Vanaf juni 2001 nam het uit het sediment vrijgestelde orthofosfaat en silicaat zeer sterk af, tot limiterende waarden werden bereikt vanaf september 2001 (Fig. 4e). Anderzijds nam vanaf juli 2001 de ammoniumconcentratie spectaculair toe tot concentraties boven $5000 \mu\text{g L}^{-1}$ in augustus en september, waarna de concentraties hoog bleven (Fig. 4c). Deze sterke veranderingen vonden plaats bij een minimale waterstand in dit vijvergedeelte (Fig. 4a) waarbij het sediment sterk verstoord en geresuspendeerd werd tijdens periodes van sterke neerslag en wind. Dit blijkt uit de toegenomen gehalten aan zwevende stoffen die werden opgemeten in de waterkolom gedurende deze periode (Fig. 4b). Wanneer met ammonium aangerijkt sediment opnieuw in contact komt met zuurstofrijk oppervlaktewater kan ammonium massaal diffunderen naar de waterkolom wat daar tot een sterke toename kan leiden (Qiu & McComb 1996, James *et al.* 2001). Bovendien kwam een groot deel van de vijverbodem opnieuw droog te liggen wat tot supplementaire oxidatiereacties leidde in het sediment. Wanneer de sulfiden in het sediment geoxideerd worden, komen er ijzer en aluminium ionen vrij die een complex kunnen vormen met orthofosfaat en silicaat. Deze reacties liggen vermoedelijk aan de basis van het bijna geheel verdwijnen van deze voedingsstoffen uit de waterkolom (Fig. 4e). De oxidatie van sulfide tot sulfaat is een proces waarbij waterstofionen (protonen) worden gevormd ($\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$) wat samen met de sterke toename van ammonium en sulfaat en het verdwijnen van silicaat, fosfaat en sulfide als bufferende stoffen, kan leiden tot een sterke daling van de pH (Brouwer *et al.* 1996). De buffercapaciteit was al sterk gelimiteerd door de sterke reductie in de aanvoer van bufferend oppervlaktewater (met o.a. CO_3 en HCO_3) door het omleiden van het Bloembeekse en werd in september uiteindelijk overschreden met een permanent lage pH tot gevolg (tot 3.2, Fig. 4f). Bij dergelijke lage pH is de oplosbaarheid van silicium zeer laag en vertraagt het nitrificatieproces waardoor ammonium kan accumuleren en de dominante stikstofvorm kan worden in de waterkolom (Figs. 4c,d) (Brouwer *et al.* 1996). De sterke pH afname was nefast voor de weinige overgebleven vissen (Rahel & Magnuson 1983) en verhinderde mogelijk de vestiging van macrofyten (Maessen *et al.* 1992). Desondanks verminderde de algenbiomassa

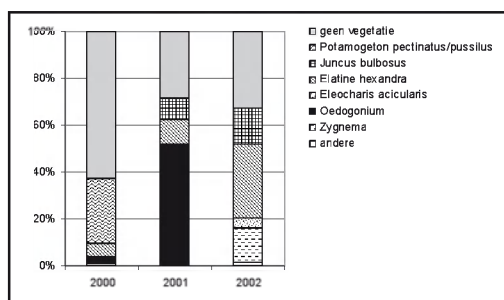
Figuur 4: Seizoenaal verloop van klimatologische en fysisch-chemische variabelen tijdens het verzuringsproces in de zuidelijke vijverhelft van de Kraenepoel korte tijd na de drooglegging. a: neerslaghoeveelheid (balkjes) en waterstand (volle lijn), ter vergelijking werden eveneens waterstanden in de noordelijke vijverhelft (vierkantjes) toegevoegd, b: de hoeveelheid zwevend materiaal en opgeloste zuurstof in de waterkolom, c: de concentratie aan ammonium, d: de concentratie aan nitraat en nitriet, e: de concentratie aan orthofosfaat en silicaat, f: de zuurtegraad. Neerslaggegevens zijn afkomstig van het KMI, gegevens over de waterstanden werden verzameld door Belconsulting NV.



Figuur 3: Box-Whisker plots met gemiddelde waarde, standaardfout en extremen voor het gehalte aan zwevende stoffen (a,b), de fytoplanktonbiomassa (c,d) en de cladocerenbiomassa (e,f) in de waterkolom van beide vijverhelften, voor en na de herstellingswerken. De significantie van de verschillen tussen maandelijkse gemiddelden van de periode juni 1999 - mei 2000 en juni 2001 - mei 2002 werd getest met gepaarde T-testen (KRN: noordelijke vijverhelft, KRZ: zuidelijke vijverhelft).



Figuur 5: Relatieve bijdrage van de diverse taxa tot de totale bedekking van waterplanten in de noordelijke vijverhelft van de Kraenepoel vóór (2000), één (2001) en twee (2002) jaar nadat herstellingsmaatregelen werden uitgevoerd.



(Fig. 3c,d) in beide vijverhelften en verbeterde het lichtklimaat vooral in de zuidelijke vijverhelft spectaculair, zoals kan worden afgeleid uit het gehalte aan zwevende stoffen in de waterkolom (Fig. 3a,b). Dit was ongetwijfeld het gevolg van de compactering van de sliblaag die had plaatsgevonden tijdens de droogstand en de toegenomen dichtheden aan groot zoöplankton. Groot zoöplankton (vnl. de watervlo *Daphnia*) staat erom bekend een sterke begrazingsdruk uit te oefenen op het fytoplankton. Dit groot zoöplankton kende vooral in de zuidelijke vijverhelft een sterke toename. De kleine zoöplanktonsoort *Bosmina longirostris* daarentegen nam in beide vijverhelften sterk af (Fig. 3 e,f). Na een overgangsjaar met veel groenalgen werd in het noordelijke vijverdeel een duidelijke uitbreiding van *Knolrus* (*Juncus bulbosus*), Gesteeld glaskroos (*Elatine hexandra*) en Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) vastgesteld (Fig. 5), vermoedelijk als gevolg van de afname in nutriëntenconcentraties (Brouwer et al. 2002). Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) werd voor het eerst opnieuw waargenomen na 15 jaar afwezigheid.

Besluiten

De uitgevoerde werken leidden in de noordelijke vijverhelft van de Kraenepoel vrijwel onmiddellijk tot enkele gunstige ontwikkelingen. De concentra-

ties aan nutriënten en de groei van fytoplankton zijn sterk afgenomen. De verbeterde groeicondities hebben tot een stelselmatige uitbreiding van oorspronkelijke vegetaties geleid. Soorten die nog niet zo lang geleden waren verdwenen (o.a. Moerashertshooi), hebben zich terug kunnen vestigen.

In de zuidelijke vijverhelft werd een sterke verbetering van het lichtklimaat vastgesteld, als gevolg van de compactering van de sliblaag en een intensieve begrazing van fytoplankton door groot zoöplankton, ondanks de aanwezigheid van grote hoeveelheden voedingsstoffen. Oxidatieprocessen in de nog aanwezige sliblaag zorgden evenwel na een paar maanden voor een sterke verzuring, vooral door gebrek aan bufferend vermogen, wat vermoedelijk een snelle kolonisatie van macrofyten verhinderde. Na de ontslibbing (ca. 23.000 m³) van deze vijverhelft in de zomer van 2002 werd ook hier evenwel een succesvolle kolonisatie van in het gebied nog aanwezige vertegenwoordigers van de oorspronkelijke flora vastgesteld.

Toekomstig beheer

Door de pyrietrijke ondergrond en stikstofdepositie via de neerslag blijft verzuring mogelijk. Verzuring is een probleem dat algemeen voorkomt na herstelmaatregelen in geëutrofeerde vensystemen. Dergelijke verzuring kan zelfs verantwoordelijk zijn voor het geheel of gedeeltelijk mislukken van herstelmaatregelen (Arts et al. 2001). Het toekomstige beheer moet dan ook gericht zijn op het herstellen van het bufferende vermogen. Dit kan door het opnieuw toelaten van het Bloembeekske, evenwel enkel en alleen indien de waterkwaliteit zeer sterk zou verbeterd worden (zie advies Denys et al. 2005). Dit kan maar door in het stroomgebied alle bronnen van voedselaanrijking (vnl. bemesting en lozing huishoudelijk afvalwater) te beperken of te verhinderen. Grote groepen pleisterende watervogels – vooral exoten zoals Canadese gans en Brandgans – blijven evenwel een bedreiging vormen voor de zich herstellende vegetaties en met hun uitwerpselen worden opnieuw nutriënten aan het systeem toegevoegd. De Kraenepoel is dan ook gebaat bij het herstel van het oorspronkelijke beheer waarbij periodiek één of beide vijverhelften worden drooggelegd om mineralisatie van het geaccumuleerde organisch materiaal toe te laten en de visbiomassa onder controle te houden.

Dankwoord

Dit onderzoek gebeurde grotendeels in het kader van een LIFE-project met financiële ondersteuning van de EU, de Vlaamse Gemeenschap en de gemeente Aalter. Speciale dank gaat uit naar de familie Pettiaux, eigenaars van de noordelijke vijverhelft. S. Declerck is postdoctoraal onderzoeker aan het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek – Vlaanderen (FWO-Vlaanderen).

Referenties

- Arts, G.H.P., P.W.M. Van Beers, J.D.M. Belgers & F.G. Wortelboer (2001). Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen. Onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van Isoetiden. Alterra-rapport 262, Wageningen, 88 pp.
- Bossuyt, B., J. Van Wichelen & M. Hoffmann (2007). Predicting future community composition from random soil seed bank sampling – evidence from a drained lake bottom. *Journal of Vegetation Science* 18: 443-450.
- Brouwer, E., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & G.M. Verheggen (1996). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma tweede fase. Katholieke Universiteit Nijmegen, 206 pp.
- Brouwer, E., R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (2002). Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrofied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany* 73: 405-431.
- Brunet, R.C. & L.J. Garcia-Gil (1996). Sulfide-induced dissimilatory nitrate reduction to ammonia in anaerobic freshwater sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 21: 131-138.
- Dannenberg, S., M. Kroder, W. Dilling & H. Cypionka (1992). Oxidation of H_2 , organic compounds and inorganic sulfur compounds coupled to reduction of O_2 or nitrate by sulfate-reducing bacteria. *Archives of Microbiology* 158: 93-99.
- Declerck, S. & L. De Meester (2000). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: begeleiding van de afwissing ten gevolge van drooglegging. Studierapport KUL, 23 pp.
- Declerck, S., F. Van De Meutter & L. De Meester (2006). Ondiepe vijvers en meren. Ecologische achtergronden en beheer. *Natuur.focus* 5(1): 22-29.
- Denys, L., J. Packet, J. Van Wichelen & G. De Blust (2005). Algemene schets van fysisch-chemische waterkwaliteitsdoelstellingen voor zachtwatervegetaties m.b.t. de Kraenepoel te Aalter. Advies INBO.A.2005.8, 6pp.
- De Groot, C.J. & C. Van Wijk (1993). The impact of desiccation of a fresh-water marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on sediment water vegetation interactions. 1. The sediment chemistry. *Hydrobiologia* 252: 83-94.
- Holmer, M. & P. Storkholm (2001). Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology* 46: 431-451.
- James, W.F., J.W. Barko, H.L. Eakin & D.R. Helsel (2001). Changes in sediment characteristics following drawdown of Big Muskego Lake, Wisconsin. *Archiv für Hydrobiologie* 151: 459-474.
- Maessen, M., J.G.M. Roelofs, M.J.S. Bellemaekers & G.M. Verheggen (1992). The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany* 43: 115-127.
- Qiu, S. & A.J. McComb (1996). Drying-induced stimulation of ammonium release and nitrification in reflooded lake sediment. *Marine and freshwater research* 47: 531-536.
- Rahel, F.J. & J.J. Magnuson (1983). Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes – interferences for cultural acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 3-9.
- Søndergaard, M., E. Jeppesen & J.P. Jensen (2003). Internal Phosphorus Loading and the Resilience of Danish Lakes. *Lakeline Spring 2003*, 17-20.
- Vande Vyvere, J. (2003). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: ontwikkeling van hydrologie en hydrogeologie na herstelmaatregelen. Studierapport Belconsulting nv, 33 pp + figuren.
- Van Wichelen, J., V. Geenens, S. Denayer, M. Hoffman & W. Vyverman (2003). Inrichting en beheer van de Kraenepoel te Aalter: ontwikkeling van zaadvoorraad en protisten na herstelmaatregelen. Studierapport Universiteit Gent, 128 pp.
- Van Wichelen, J., S. De Coster, F. De Ruyscher, K. De Keyser, I. Van Gremberghe, M. Sterken, P. Vanormelingen, K. Van der Gucht & W. Vyverman (2006). Algenbloei: een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? *Natuur.focus* 5 (3): 91-97.
- Van Wichelen, J., S. Declerck, K. Muylaert, I. Hoste, V. Geenens, J. Vandekerckhove, E. Michels, N. De Pauw, M. Hoffmann, L. De Meester & W. Vyverman (2007). The importance of drawdown and sediment removal for the restoration of the eutrophied shallow Lake Kraenepoel (Belgium). *Hydrobiologia* 584: 291-303.

J. Van Wichelen¹, S. Declerck², I. Hoste³,
K. Muylaert⁴, G. Louette⁵, L. Denys³,
M. Hoffmann⁶, L. De Meester² en W. Vyverman¹

¹Universiteit Gent, Laboratorium Protistologie & Aquatische Ecologie
Krijgslaan 281 (S8), 9000 Gent
Tel. 09/264.85.05 - Fax. 09/264.85.99
jeroen.vanwichelen@UGent.be

²Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium Aquatische Ecologie

³Nationale Plantentuin van België, Meise

⁴Katholieke Universiteit Leuven, Campus Kortrijk, Laboratorium Biologie

⁵Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

⁶Universiteit Gent, Laboratorium Terrestrische Ecologie