



ALTErrA

WAGENINGEN UR



# Effecten van rode- en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften op waterplanten en waterkwaliteit

Alterra-rapport 2052  
ISSN 1566-7197

I. Roessink, J. van Giels, A. Boerkamp en F.G.W.A. Ottburg



---

# Effecten van rode - en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften op waterplanten en waterkwaliteit

---

---

---

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden in samenwerking met Waternet, gemeente Woerden en Stowa. Dit is een onderdeel van een breed opgezet onderzoek naar de invloed van rivierkreeften op het ecosysteem. Naast dit onderdeel is eerder uitgevoerd een literatuurstudie en volgt een studie naar de relatie tussen kreeften en roofvis (paling). De voorliggende studie is tot stand gekomen onder leiding van ATKB, adviesbureau voor Bodem, Water en Ecologie te Geldermalsen in samenwerking met Alterra-WUR en eerder verschenen als ATKB-rapport 20090342/rapp01. Projectleider en tevens contactpersoon van ATKB is Johan van Giels. Contact gegevens: [j.vangiels@at-kb.nl](mailto:j.vangiels@at-kb.nl) of 0187-607040. [www.at-kb.nl](http://www.at-kb.nl)

---

---

# Effecten van rode - en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften op waterplanten en waterkwaliteit

I. Roessink<sup>1</sup>  
J. van Giels<sup>2</sup>  
A. Boerkamp<sup>2</sup>  
F. G. W. A. Ottburg<sup>1</sup>

1 Alterra, Wageningen UR  
2 Aqua Terra Kuiper Burger

Alterra-rapport nummer 2052

Alterra Wageningen UR  
Wageningen, 2010

---

## Referaat

Roessink, I., J. van Giels, A. Boerkamp & F.G.W.A. Ottburg, 2010. Invloed van de invasieve rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) op waterplanten en waterkwaliteit Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2052 77 blz.; 16 fig.; 2 tab.; 27 ref.

## Referaat

Met de invoering van de Kaderrichtlijn Water zijn voor de waterlichamen ecologische doelstellingen geformuleerd die uitgaan van een gevarieerd en evenwichtig ecosysteem waarbij waterplanten een belangrijke rol spelen. De aanwezigheid van invasieve exotische rivierkreeften wordt in verband gebracht met het verdwijnen van waterplanten en troebel worden van het water. Om mogelijk causale verbanden aan te tonen, zijn er in 2009 twee gecontroleerde (semi)veld experimenten uitgevoerd. Door middel van enclosure- en compartimentstudies is onderzocht wat het effect is van kreeften op waterplanten en waterkwaliteitsparameters door de aanwezigheid van de rode- (*P. clarkii*) en geknobbelde (*O. virilis*) Amerikaanse rivierkreeft. Op basis van de enclosure studie lijkt de aanwezigheid van één *P. clarkii* en *O. virilis* per 0,86 m<sup>2</sup> (1,2 kreeft/m<sup>2</sup>) geen directe impact te hebben op ondergedoken waterplanten. De compartimentstudie met *O. virilis* liet daarentegen wel duidelijke effecten op waterplanten en waterkwaliteitsparameters zien. Voor de situatie in het veld betekent dit dat de aanwezigheid van kreeften zeker een negatieve impact op waterplanten en waterkwaliteit kan hebben. De waterplantbiomassa kan verminderen en als gevolg zullen waterkwaliteitsparameters beïnvloed worden. Invasieve rivierkreeften kunnen dus ook in de Nederlandse situatie heldere waterplantgedomineerde systemen om laten slaan naar troebele algengedomineerde systemen.

Trefwoorden: compartimentstudie, enclosurestudie, geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft, invasieve soorten, Kamerik, *Orconectes virilis*, *Procambarus clarkii*, proefboerderij de Sinderhoeve, Rode Amerikaanse rivierkreeft, waterplanten.

Foto's voorzijde: boven volwassen exemplaar van de *Orconectes virilis* (Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft) en onder een vrouwtje *Procambarus clarkii* (rode Amerikaanse rivierkreeft). Foto's: Fabrice Ottburg.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl) (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op [www.boomblad.nl/rapportenservice](http://www.boomblad.nl/rapportenservice).

© 2009 Alterra Wageningen UR, Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Telefoon 0317 48 07 00; fax 0317 41 90 00; e-mail [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra Wageningen UR.

Alterra B.V. aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

## **Alterra-rapport 2052**

Wageningen, februari 2010

# Inhoud

	Samenvatting	7
1	Inleiding	9
	1.1 Aanleiding	9
	1.2 Doelstelling onderzoek	10
2	Materiaal en methode	13
	2.1 Algemene opzet	13
	2.2 Enclosure studie	13
	2.3 Compartimentstudie	16
	2.4 Gemeten parameters	18
	2.4.1 Kreeften	18
	2.4.2 Waterkwaliteitsparameters	19
	2.4.3 Waterplanten	19
	2.5 Data analyse	20
3	Resultaten	21
	3.1 Enclosure studie	21
	3.1.1 Experimentele duur en verloop	21
	3.1.2 Kreeften	21
	3.1.3 Waterkwaliteitsparameters	22
	3.1.4 Bedekkinggraad van waterplanten	24
	3.2 Resultaten compartimentstudie	27
	3.2.1 Experimentele duur en verloop	27
	3.2.2 Kreeften	27
	3.2.3 Waterkwaliteitparameters	27
	3.2.4 Bedekkingsgraad van waterplanten	29
4	Discussie en conclusie	33
	4.1 Algemeen	33
	4.2 Enclosures	33
	4.3 Compartiment	35
	4.4 Vertaling naar het veld	37
5	Dankwoord	39
6	Referenties	41
7	Bijlagen	43

## Bijlages

Bijlage 1: Enclosure studie - statistiek kreeften .....	44
Bijlage 2: Enclosure studie - statistiek waterkwaliteitsparameters .....	45
Bijlage 3: Enclosure studie - statistiek waterplanten .....	49
Bijlage 4: Enclosure studie – Test systemen tijdens de experimentele periode.....	55
Bijlage 5: Compartiment studie – resultaten statistiek waterkwaliteitsparameters .....	61
Bijlage 6: Compartiment studie – resultaten statistiek waterplantbedekkingsgraad.....	62
Bijlage 7: Compartiment studie – Test systemen tijdens de experimentele periode .....	64



# Samenvatting

Met de invoering van de Kaderrichtlijn Water zijn voor de waterlichamen ecologische doelstellingen geformuleerd die uitgaan van een gevarieerd en evenwichtig ecosysteem waarbij waterplanten een belangrijke rol spelen. Waterplanten dragen bij aan een goede waterkwaliteit en verhogen de biodiversiteit in een watersysteem onder andere doordat meerdere soorten (zowel vissen, amfibieën als ongewervelden) hierin schuilgaan, paaien en opgroeimogelijkheden vinden. De aanwezigheid van invasieve rivierkreeften wordt in verband gebracht met het verdwijnen van waterplanten en troebeler worden van het water. Of dit daadwerkelijk een gevolg is van de aanwezigheid van deze invasieve rivierkreeften is echter nog niet aangetoond. Om mogelijk causale verbanden aan te tonen, zijn er in 2009 twee gecontroleerde (semi)veld experimenten opgezet en uitgevoerd.

Door middel van enclosure- en compartimentstudies is onderzocht wat het effect is op de structuur (via waterplanten) en het functioneren (fysisch-chemische parameters) van het watersysteem door de aanwezigheid van de rode (*P. clarkii*) en geknobbelde (*O. virilis*) Amerikaanse rivierkreeft. Hierbij is ook het effect van additioneel voedsel en populatiedichtheid bestudeerd.

In de enclosures werd nagegaan of de kreeften überhaupt effect hadden op waterplanten en waterkwaliteitsparameters en of deze impact door de aanwezigheid van additioneel voer beïnvloed werd. Echter er werden hier op geen enkele parameter consistente (op meerdere opeenvolgende monsterdata voorkomende) effecten waargenomen, zowel ten opzichte van de controle als ten opzichte van elkaar. Op basis van de enclosure studie lijkt in de experimentele periode van 35 dagen de aanwezigheid van één *P. clarkii* en *O. virilis* per 0,86 m<sup>2</sup> (1,2 kreeft/m<sup>2</sup>) geen directe impact te hebben op ondergedoken waterplanten. De beschikbaarheid van additionele voedselbronnen heeft hierbij de impact van de kreeften op de waterplanten niet beïnvloed.

In de compartiment studie werd nagegaan of er een bepaalde drempelwaarde (aantal kreeften/m<sup>2</sup>) bestond waaronder de kreeften geen effect op waterplanten en waterkwaliteitsparameters zouden hebben. Vanwege de logistieke randvoorwaarden kon maar één soort (de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft) getest worden. De compartimentstudie met de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft liet in tegenstelling tot de enclosure studie wel duidelijke effecten op waterplanten en waterkwaliteitparameters zien. Zo werden er al bij de laagste kreeftendichtheid van één kreeft per 1,6 m<sup>2</sup> (0,63 kreeften/m<sup>2</sup>) significante afwijkingen ten opzichte van de controle systemen gevonden op de totale biomassa van alle waterplanten in de compartimenten. Significante effecten op EGV en turbiditeit worden bij kreeftdichtheden van 4 en 16 kreeften per compartiment (1,25 en 5 kreeften/m<sup>2</sup>) waargenomen.

Voor de situatie in het veld, waarin onder andere kreeftdichtheden oplopend tot 2,5 kreeft/m<sup>2</sup> worden gerapporteerd, betekent dit dat de aanwezigheid van kreeften zeker een negatieve impact op waterplanten en waterkwaliteit kan hebben. De waterplantbiomassa zal verminderen en als gevolg zullen waterkwaliteitsparameters (zoals het EGV) beïnvloed worden. Invasieve rivierkreeften kunnen dus ook in de Nederlandse situatie heldere waterplanten gedomineerde systemen om laten slaan naar troebele algen gedomineerde systemen.

Deze studie is deel van een groter project geïnitieerd door het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en Waternet, beide waterbeheerders in het Westelijk veenweide gebied. Samen met een eerder uitgevoerde literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijdingstechnieken van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) en een nog uit te voeren experimentele studie naar de effectiviteit van de uit de literatuurstudie als meest veelbelovende voorkomende bestrijdingsmaatregel, draagt de huidige studie bij aan een beter begrip van de daadwerkelijke impact en mogelijk beheer van deze invasieve exoten in Nederlandse oppervlakte wateren.

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Met de invoering van de Kaderrichtlijn Water zijn voor de waterlichamen ecologische doelstellingen geformuleerd. Deze doelstellingen zijn per watertype afgeleid van de natuurlijke situatie en gaan uit van een gevarieerd en evenwichtig ecosysteem waarbij waterplanten een belangrijke rol spelen. Waterplanten zorgen voor een goede waterkwaliteit en verhogen de biodiversiteit in een watersysteem, onder andere doordat meerdere soorten (zowel vissen, amfibieën als ongewervelden) hierin schuilgaan, paaien en opgroeimogelijkheden vinden. Als dergelijke onderwater ecosystemen gekoloniseerd worden door exotische invasieve rivierkreeften kan dit tot gevolg hebben dat inheemse dier- en plantsoorten verdwijnen door bijvoorbeeld predatie, graas en/of de graaf- en vernielzucht van deze kreeften (Hanson, Chambers et al., 1990; Lodge, Taylor et al., 2000; Cruz, Rebelo et al., 2006; Ahern, England et al., 2008). Het is hierdoor goed mogelijk en niet ondenkbaar dat de aanwezigheid van invasieve rivierkreeften het behalen van de KRW doelstellingen in gevaar brengt (Van der Meulen, Vos et al., 2009).

Op dit moment zijn er naast de inheemse rivierkreeft (*Astacus astacus*) nog zeven andere invasieve rivierkreeften in Nederland aanwezig (Soes & Van Eekelen, 2006; Roessink, Hudina et al., 2009). Omdat de nieuw geïntroduceerde kreeften zich konden handhaven in een vergelijkbare of zelfs heel andere leefomgeving dan de inheemse rivierkreeften is de verspreiding van rivierkreeften over Nederland sterk veranderd. Als gevolg krijgt de aquatische levensgemeenschap nu ook in voorheen niet door kreeften bewoonde gebieden, zoals het veenweidegebied, te maken heeft met een nieuwe, voorheen niet aanwezige, predator/concurrent. Op dit moment zijn de gevlekte- (*Orconectes limosus*), rode- (*Procambarus clarkii*) en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*) de meest over Nederland verspreide soorten. Omdat er in Nederland geen problemen rondom de eerste soort bekend zijn, wordt aangenomen dat de impact van *O. limosus* geringer is dan van de andere twee soorten. Een daadwerkelijke studie naar de impact van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft is nooit verricht.

De rode- en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft komen beide voor in de wateren van het veenweide gebied die onder het beheer van het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en Waternet vallen en zorgen hier mogelijk voor problemen. Zo worden in de Kamerikse Wetering sinds 2005 steeds minder waterplanten aangetroffen, wordt het water steeds troebeler en worden er veel exotische rivierkreeften in het water aangetroffen. Tijdens een eerste inventarisatie werden 595 geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften, één gevlekte Amerikaanse rivierkreeft en één rode Amerikaanse rivierkreeft gevangen. Onderzoek in de omgeving wees uit dat de kreeften zijn verspreid in het oostelijk deel van het Groene Hart van Oudewater tot Weesp. De dieren komen voor in wateren als de Hollandse IJssel, de Aa en de Kromme Rijn. Doordat deze wateren op hun beurt weer in verbinding staan met andere grote wateren van of naar de provincies Utrecht, Zuid-Holland en Noord-Holland, kunnen de kreeften zich in potentie makkelijk en snel verder verspreiden.

Of het verdwijnen van de waterplanten en troebeler worden van het water in Kamerik daadwerkelijk een gevolg is van de aanwezigheid van deze exotische en invasieve rivierkreeften is nog niet geheel duidelijk. Naast de aanwezigheid van exotische rivierkreeften is ook bekend dat de Kamerikse wetering al 19 jaar niet meer is gebaggerd. Het niet baggeren van watergangen zorgt ook voor een achteruitgang in de aanwezigheid van waterplanten. In hoeverre de achteruitgang van waterplanten nu toe te schrijven is aan het niet baggeren, het voorkomen van de kreeften of een combinatie van beiden is niet duidelijk.

Vanuit het buitenland is echter bekend dat de rode- en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft in gebieden waar ze van oorsprong niet voorkomen, na hun introductie grote invloed kunnen hebben op onder andere het voorkomen van waterplanten en de troebelheid van het water. Dit doordat ze de planten actief consumeren (Chambers, Hanson et al., 1990) en door hun graaf- en foerageergedrag veel sediment opwerpen (Hobbs III, Jass et al., 1989). Hierbij moet wel opgemerkt worden dat er over de rode Amerikaanse rivierkreeft vele malen meer informatie beschikbaar is dan voor de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (Roessink, Hudina et al., 2009). Het is hierbij niet vanzelfsprekend dat informatie uit het buitenland (voornamelijk uit Zuid-Europa) ook direct toepasbaar is op de Nederlandse situatie. Dit doordat klimatologische en hydrologische omstandigheden, en hierdoor dus de activiteit- en voortplantingspatronen van de kreeften, sterk af kunnen wijken.

Om daadwerkelijk causale verbanden aan te tonen, onder Nederlandse omstandigheden, tussen het verdwijnen van waterplanten en de mogelijk negatieve invloed van kreeften op zuurstofgehalte, pH, EGV en turbiditeit te onderzoeken zijn in 2009 twee gecontroleerde (semi)veld experimenten uitgevoerd.

Deze experimenten zijn deel van een groter project geïnitieerd door het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden en Waternet, beide waterbeheerders in het Westelijk veenweide gebied. Samen met een eerder uitgevoerde literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijdingstechnieken van de rode en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (Roessink, Hudina et al., 2009) en een nog uit te voeren experimentele studie naar de effectiviteit van de uit de literatuurstudie als meest veelbelovende voortkomende bestrijdingsmaatregel, draagt de huidige studie bij aan een beter begrip van de daadwerkelijke impact en mogelijk beheer van deze invasieve exoten in Nederlandse oppervlakte wateren.

## 1.2 Doelstelling onderzoek

Dit onderzoek heeft twee doelen. Enerzijds om na te gaan of invasieve rivierkreeften in de Nederlandse situatie negatieve effecten op waterplanten en waterkwaliteit hebben. Anderzijds om te onderzoeken of er een kritische kreeftdichtheid is waaronder deze effecten niet optreden.

Om antwoorden op deze vragen te krijgen zijn twee experimenten uitgevoerd onder gecontroleerde omstandigheden op het experimentele onderzoekstation 'de Sinderhoeve' van Alterra, Wageningen UR.

Voor het eerste experiment werd gebruik gemaakt van zogenaamde enclosures, een cilinder die een deel van de sloot omsluit, waarin één kreeft werd ingebracht. De deelvragen die hierin werden onderzocht waren: of een enkele *P. clarkii* of een enkele *O. virilis* een effect op de aanwezige waterplanten en waterkwaliteit zou hebben en in het geval van *O. virilis* of dit effect zou veranderen als er additioneel voer aanwezig zou zijn. Dit experiment wordt verder aangeduid als de 'enclosure studie'.

Voor het tweede experiment werd een experimentele sloot opgedeeld in compartimenten waarin verschillende aantallen kreeften werden ingebracht. Hierin werd onderzocht in welke dichtheid (kreeften/m<sup>2</sup>) de kreeften een mogelijk effect hadden op de aanwezige waterplanten (structuur van het systeem) en waterkwaliteitsparameters (functie van het systeem). Dit experiment zal verder aangeduid worden als de 'compartiment studie'.



## 2 Materiaal en methode

### 2.1 Algemene opzet

Alle experimenten vonden plaats op de experimentele buitenlocatie 'De Sinderhoeve' van Alterra, Wageningen UR in Renkum. Er werd gebruik gemaakt van twee experimentele sloten van 40 meter lang die een maximale waterhoogte van 70 cm kunnen bevatten. In de hier beschreven experimenten is een waterhoogte van 50 cm gebruikt. In beide sloten staat een volledig ontwikkelde ondergedoken waterplanten vegetatie die gedomineerd wordt door waterpest (*Elodea nuttalli*) en kranswier (*Chara* sp.). Tevens komt in mindere mate aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) voor. De sloten liggen afgeschermd binnen een kooi zodat ongewenste invloeden van buitenaf (bijvoorbeeld eenden en reigers) de proeven niet kunnen verstoren. De twee sloten werden ook (in het geval van de compartimenten studie – dubbel) afgescheiden van de andere sloten zodat eventueel ontsnapte kreeften zich niet over het terrein konden verspreiden.

### 2.2 Enclosure studie

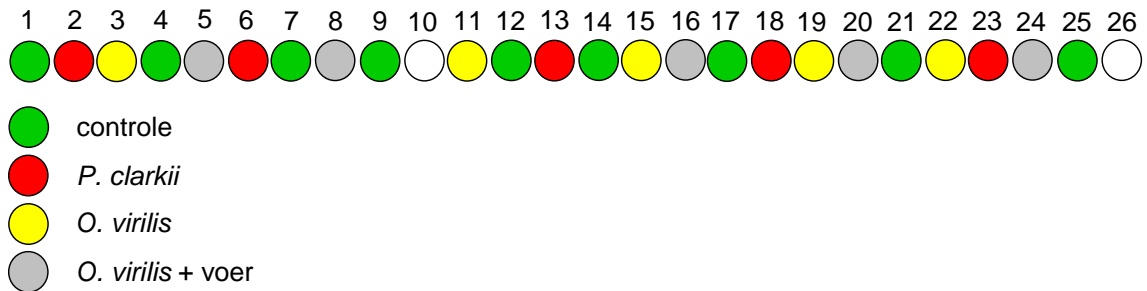
Voor het eerste deelonderzoek is gebruik gemaakt van zogenaamde enclosures. Deze testsystemen bestonden uit lichtdoorlatende polycarbonaat cilinders, met een diameter van 1,05 m, hoogte van 0.9 m en oppervlakte van 0.86 m<sup>2</sup>). Dergelijke testsystemen worden gebruikt om een deel van een watersysteem te omsluiten en om de hierin aanwezige organismen binnen te houden. De enclosures zijn in het sediment van de sloot gedrukt, waardoor er een afgesloten volume ontstaat dat niet meer in verbinding staat met het omringende water. Het sediment bestond uit zandige klei, bedekt met een fijn laagje organisch materiaal. Ervaring met deze systemen heeft geleerd dat ze maximaal 2,5 maand gebruikt kunnen worden voordat binnen de controle systemen biologische variatie te groot wordt en de systemen zich niet meer als behandelingsgroep maar als individuele systemen gaan ontwikkelen.



*Figuur 1: Enclosures in experimentele sloot op proefcomplex 'De Sinderhoeve'. Foto: Ivo Roessink*

In de experimentele sloot werden 26 enclosures geplaatst. Hierin werden 4 behandelingen toegepast (zie *Figuur 2*):

- In negen enclosures werden geen kreeften toegevoegd en deze diende gedurende het experiment als controle.
- Vijf enclosures werden voorzien van één exemplaar *P. clarkii* per systeem.
- Vijf enclosures werden voorzien van één *O. virilis* per systeem.
- Vijf enclosures werden voorzien van één *O. virilis* per systeem welke additioneel voer (twee regenwormen per week) ter beschikking had.



*Figuur 2: Schematische weergave van de plaatsing van de enclosures en bijbehorende behandeling in de experimentele sloot op de Sinderhoeve. Enclosure 10 en 26 werden niet gebruikt, omdat één een afwijkende waterplanten vegetatie bestaande uit aarvederkruid had en in de andere enclosure één volwassen groene kikker aanwezig was die niet kon worden weggevangen.*





*Figuur 3: Detailopname van een rode Amerikaanse rivierkreeft. Kenmerkend voor deze soort zijn de rode knobbels op de scharen. Foto: Fabrice Ottburg.*

De behandelingen werden door middel van loting aan de enclosures gekoppeld, waarbij in het geval dat dezelfde behandeling in twee naast elkaar gelegen enclosures terecht kwam er een nieuwe loting werd uitgevoerd. Op deze manier werden de behandelingen willekeurig over de sloot verdeeld.

Dit betekende dat in totaal 24 enclosures gebruikt werden en er twee overbleven. Deze extra enclosures waren toegevoegd om na inzetten de keuze te hebben om mogelijk twee minder optimale enclosures (door afwijkende vegetatie, troebelheid voorafgaand aan het inzetten van kreeften, etc.) voor aanvang van de proef te vervangen.

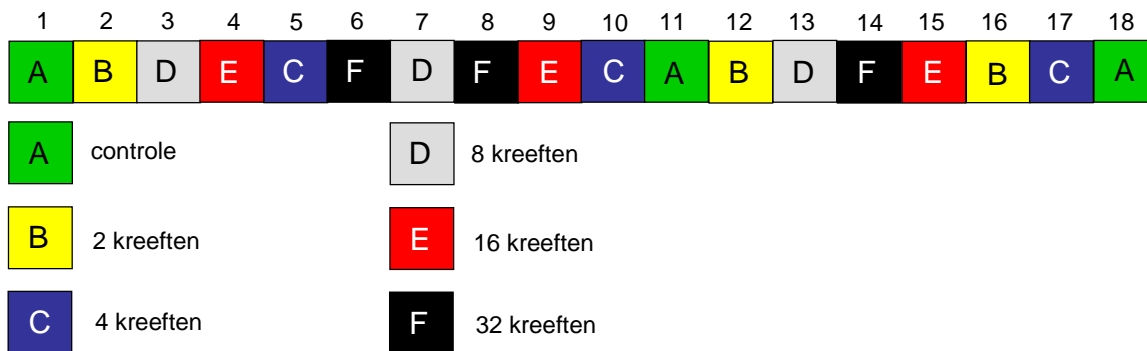
Om na te gaan of de mogelijke impact van de kreeften op ondergedoken waterplanten beïnvloed werd door de aanwezigheid van additionele voedselbronnen werd er in vijf enclosures met *O. virilis* twee keer per week een regenworm aangeboden. De keuze voor regenwormen als voer was een pragmatische keuze. Regenwormen zijn makkelijk verkrijgbaar, zullen zich niet ingraven in het sediment of verschuilen in de planten, of op de enclosure wand wegkruipen (zoals bijvoorbeeld slakken doen) waardoor ze ook daadwerkelijk voor de kreeften beschikbaar waren. Verder werd, voorafgaand aan de experimenten, in aquarium waarnemingen bevestigd dat wormen door de kreeften gegeten werden. Alhoewel er enige variatie in de grootte van de gevoerde wormen zat, hadden wormen de voorkeur boven een ander voer (bijvoorbeeld korrels), omdat wormen een grote voedselverwerkingstijd voor de kreeft gaven. De aanname hierbij was dat de kreeft lang met de worm bezig zou zijn en zo minder tijd zou besteden aan het consumeren/vernielen van waterplanten.

De geplande studieduur van 21 dagen werd lopende het experiment verlengd tot 35 dagen (2 juli tot 6 augustus, 2009). Voor deze verlenging werd gekozen omdat er gedurende de eerste weken geen duidelijke effecten werden waargenomen. Bij een verlenging van de studieduur werd verwacht dat er dan duidelijkere effecten waargenomen werden.

## 2.3 Compartmentstudie

Omdat de oppervlakte van de enclosures beperkt was ( $0.86 \text{ m}^2$ ) werd er maar één kreeft per enclosure ingebracht. Mogelijkerwijs wordt hierbij in vergelijking tot dichtheden voorkomend in het veld de kreeftdichtheid overschat en heeft de kreeft meer tijd om te fourageren en de vegetatie te beïnvloeden omdat het dier geen interacties met soortgenoten heeft. Om dit te ondervangen werd een 40 meter lange proefsloot in 18 verschillende compartimenten onderverdeeld (Figuur 4 en

Figuur 5). De compartimenten waren twee meter breed hadden een totaal grondoppervlak van  $8.1 \text{ m}^2$  (bodem en zwak hellende oever) waarvan  $3.2 \text{ m}^2$  (de bodem) bedekt is met ondergedoken waterplanten. Er werden 0, 2, 4, 8, 16 en 32 ( $n=3$ ) kreeften per compartiment ingebracht, waarbij de hoogste dichtheid gelijk stond aan 4 individuen/ $\text{m}^2$  totaal oppervlak ( $8.1 \text{ m}^2$ ). Omgerekend is dat 10 individuen/ $\text{m}^2$  voor het begroeid bodemoppervlak ( $3.2 \text{ m}^2$ ) van het compartiment.



Figuur 4: Schematische weergave van locatie van de compartimenten en bijbehorende behandeling in de experimentele sloot op de Sinderhoeve.

De behandelingen werden door middel van loting aan de compartimenten toegewezen waarbij ervoor gezorgd werd dat compartimenten met hoge dichtheden niet naast compartimenten met heel lage dichtheden kwamen te liggen. Mocht er bijvoorbeeld onverhoopt een kreeft ontsnappen uit een 32 kreeften compartiment dan was een extra individu in compartiment met 16 of 8 kreeften relatief minder erg dan wanneer er een extra individu in een compartiment met geen of 2 kreeften terecht kwam. Wanneer een kreeft uit een 2 kreeften compartiment naar een controle systeem zou ontsnappen zou dit ook erg zijn, maar de kans dat dit zou gebeuren werd miniem geacht omdat verwacht werd dat in een 2 kreeften compartiment de dieren elkaar zo weinig zouden tegenkomen dat er geen behoefte tot ontsnappen zou ontstaan. Omdat na het inzetten van de scheidingswanden in enkele compartimenten nog enig fijn organisch materiaal in de waterkolom zweefde, was het risico aanwezig dat dit het zuurstofgehalte in het water nadelig kon beïnvloeden. Als verzekering tegen lage zuurstofconcentraties die nadelig voor de kreeften konden zijn, werden de compartimenten vanaf de start van het experiment continu belucht met behulp van identiek afgestelde beluchtingpompjes (AP-40; 4,5 L/min).



*Figuur 5: Compartimenten in experimentele sloot op proefcomplex 'De Sinderhoeve'. Foto's: Ivo Roessink.*

Het sediment in de compartimenten bestond uit zanderige klei bedekt met een fijn laagje organisch materiaal. Daar deze systemen groter waren dan de eerder gebruikte enclosures konden ze ook langer gebruikt worden voordat replica systemen zich niet meer als behandelingsgroep maar als individuele systemen gaan ontwikkelen.

De studieduur bedroeg 42 dagen (24 juli tot 4 september 2009) waarna het experiment werd beëindigd en de compartimenten werden leeggehaald.



*Figuur 6: Volwassen exemplaar van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft. De foto geeft in detail de knobbels op de scharen weer, waaraan de soort zijn naam heeft te danken. Foto: Fabrice Ottburg.*

## 2.4 Gemeten parameters

Om de invloed van kreeften op de vegetatie te testen werden de volgende meetpunten in de tijd gevolgd: waterplantbedekking en de waterkwaliteitsparameters zuurstofgehalte, pH, temperatuur, EGV en turbiditeit (troebelheid van het water). Verder werden de kreeften en de biomassa van de waterplantenvegetatie ook gekarakteriseerd.

De gemeten waterkwaliteitsparameters pH, zuurstofgehalte en EGV (elektrisch geleidend vermogen) werden gekozen omdat deze verbonden zijn met het primaire productie proces, wat verzorgd wordt door waterplanten. In dit primaire productieproces wordt CO<sub>2</sub> gebruikt, wanneer dit verbruikt is wordt, door de in het test systeem aanwezige planten, bicarbonaat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) gebruikt waardoor de pH hoger wordt. Omdat er ook zuurstof geproduceerd wordt, neemt het zuurstofgehalte in het water eveneens toe. In voedselarme zoete wateren beïnvloedt de hoeveelheid bicarbonaat ook het elektrisch geleidend vermogen (EGV). Bij een hoge productie in deze wateren worden er bicarbonaat-ionen uit het water onttrokken, waardoor de totale hoeveelheid ionen afneemt en daarmee ook het EGV daalt. Bij een dalende productie (of toenemende respiratie), stijgt de pH, daalt het zuurstof en kan het EGV toenemen. Dit laatste kan ook optreden doordat er meer afbraakproducten (nutrienten, humuszuren) in het water komen. Op deze manier kunnen veranderingen in deze parameters duiden op effecten op waterplanten. Turbiditeit werd gekozen omdat hierin de mogelijke graaactiviteit van de kreeften terug te vinden zou zijn. De parameter temperatuur gaf een karakterisering van de testomstandigheden weer.

### 2.4.1 Kreeften

Voor beide deelonderzoeken werden alleen mannetjes gebruikt. Hiervoor werd gekozen omdat de mogelijke schade door een ontsnapt mannelijk exemplaar op de testlocatie beperkt was terwijl een bevrucht vrouwtje in potentie een complete populatie kon stichten. Additionele moeilijkheden die voorzien werden bij het gebruik van vrouwtjes waren dat vrouwtjes eieren konden gaan vormen en hierdoor een passieve periode ingingen waarbij hun foerageergedrag ongetwijfeld verandert. Hierop volgend konden er jongen geboren worden tijdens de experimentele periode waardoor het effect aan het einde van de studieduur niet meer aan het aantal ingezette kreeften was toe te wijzen.



*Figuur 7: Detail van de aangeboden schuilbuis in de enclosure studie.*

In de enclosure-studie werd de conditie van de kreeften gevolgd met behulp van PVC buizen waarin de dieren konden schuilen (*Figuur 7*). De buizen waren aan één zijde afgesloten en werden via een touw tijdens elke bemonsteringsronde omhoog gehaald en gecontroleerd op de aanwezigheid van kreeften. Ook de bedoeling om 'op zicht' waar te nemen.

Doordat er maar een beperkt aantal 'schuilbuizen' beschikbaar was, werden in de compartimentstudie andere schuilmogelijkheden aangeboden in de vorm van potjes van getint glas. Het bleek echter niet mogelijk de potjes tijdens de duur van de studie te controleren waardoor de kreeften hier alleen op zicht vanaf de kant gevolgd werden.



*Figuur 8: Het opmeten en wegen van de in te zetten kreeften. Foto's: Ivo Roessink*

Bij het inzetten van de enclosure werden van alle gebruikte mannelijke kreeften het natgewicht, volume, carapax- en schaarlengte en de fysieke gesteldheid bepaald (Figuur 2.8). Deze waarden werden gemeten om de testpopulatie te karakteriseren en na te gaan of het om volwassen exemplaren ging. Voor de compartimentstudie werd voor alle gebruikte kreeften het geslacht (mannetjes) gecontroleerd en werd voor 19 exemplaren (ongeveer 10% van de testpopulatie) de overige karakteristieken bepaald.

Aan het einde van het enclosure-experiment werd nogmaals het natgewicht en het volume van de kreeften bepaald. Terwijl in de compartimentstudie alleen het aantal aanwezige kreeften bepaald werd.

#### **2.4.2 Waterkwaliteitsparameters**

De waterkwaliteitsparameters; zuurstofgehalte, pH, temperatuur, geleidbaarheid en doorzicht (turbiditeit) werden op dezelfde tijden als de bedekkingsgraad van de vegetatie gemeten. In de enclosures op dag 0, 2, 4, 7, 15, 22, 29 en 35 na start van de studie en in de compartimenten op dag 7, 14, 21, 28, 35 en 42 na de start van de studie.

Ondanks het feit dat de compartimenten belucht werden, werd ook het zuurstofgehalte in het water gemeten. De beluchting zorgde ervoor dat er een zuurstofrijke zone in het compartiment aanwezig bleef en de kreeften niet zouden overlijden door zuurstofgebrek. Ervaring met eerder gebruik van deze opstelling leerde dat de beluchting nooit het gehele compartiment boven de 5 mg/L kon beluchten. Aangezien waterplanten gedurende de fotosynthese periode zuurstofconcentraties in het water tot boven de 10 mg/L kunnen opstuwten bleef er hierdoor wel degelijk een range over waarbinnen mogelijke verschillen op zuurstofgehalten, veroorzaakt door de kreeften, konden worden aangetoond.

#### **2.4.3 Waterplanten**

Voor de start van het experiment zijn buiten de enclosures en compartimenten, respectievelijk twee en vier op het oog representatieve stukken bovengrondse biomassa in de sloot bemonsterd van elk 0.25 m<sup>2</sup> groot. Bij de compartimentstudie was dit logischerwijs niet mogelijk omdat er geen ruimte was tussen de compartimenten. Hier kon dus noodgedwongen alleen aan de kopse kanten van de sloot bemonsterd worden. Dit in tegenstelling tot de enclosure studie waar bemonstering wel tussen de afzonderlijke enclosures mogelijk was. De waterplanten zijn daarna op soort uitgezocht waarna per soort het drooggewicht is bepaald. Hiernaast is er een schatting van de waterplantenbedekking binnen de testsystemen gemaakt

om de startsituatie te karakteriseren. Tijdens de bepaling van de bedekkingsgraad van waterplanten werd ook beschreven of er planten aan het wateroppervlak dreven omdat dit mogelijk een maat voor kreeftenactiviteit kon zijn. Drijvende delen werden verder niet uit de enclosures verwijderd. In de enclosure-studie werden bedekkinggraden geschat op dag 0, 2, 4, 7, 15, 22, 29 en 35 na start van de studie. In de compartiment studie werden bedekkinggraden geschat op dag 7, 14, 21, 28 en 35 na de start van de studie. Aan het einde van de studieduur is zowel de drijvende plantbiomassa als de nog wortelende plantbiomassa geoogst, gedroogd en statistisch geanalyseerd. In de enclosure studie zijn de geoogste waterplanten op soort uitgezocht, terwijl in de compartiment studie alleen een onderscheid tussen pijlkruid en ondergedoken waterplanten gemaakt werd.

## 2.5 Data analyse

Voor de enclosure studie werd de data analyse middels een ANalysis Of VAriance (ANOVA) uitgevoerd. Om op de afzonderlijke bemonsteringstijdstippen verschillen tussen de behandelingen aan te tonen wordt er gebruikt gemaakt van een zogenaamde post-hoc test.

Afhankelijk van de homogeniteit van de variantie werd er parametrisch (homogeen) of non-parametrisch (niet homogeen) getest. Dit resulteerde in het gebruik van de Tukey-HSD of Tamhane test als post-hoc test. Om in de enclosure studie een goede inschatting van de 'normale' biologische variatie in de controle te kunnen maken, werden er meer controle systemen ingericht dan overige behandelingen.

Voor de compartimentstudie wordt gebruikt gemaakt van een zogenaamd regressie ontwerp. Voor een dergelijk ontwerp worden de gegevens geanalyseerd met behulp van de Williams test. Deze test geeft aan wanneer er verschillen tussen de controle en een behandeling wordt gevonden. Mocht bijvoorbeeld voor een bepaalde parameter de behandeling met 2 kreeften niet afwijken van de controle, maar de behandeling met 4 kreeften wel, dan wijkt de laatste dus ook af van de behandeling met 2 kreeften. Een punt van aandacht bij deze techniek is dat er van een monotone relatie wordt uitgegaan (bijvoorbeeld meer kreeften, meer effect of meer kreeften, minder effect).

Niet elke statistische significante afwijking die gevonden wordt, is ook meteen belangrijk. Er is altijd een, weliswaar kleine, kans op een vals positief resultaat en ook indien dit niet het geval is, is een gevonden afwijking op één enkele monsterdatum die daarna weer verdwijnt om niet meer terug te komen ook niet meteen heel relevant te noemen.

Om de interpretatie van de resultaten niet door dergelijke zaken te laten vertroebelen, wordt een kwaliteitscriterium gehanteerd. Een statistisch significante afwijking wordt alleen relevant bevonden als hij op minimaal twee opeenvolgende monsterdata gevonden wordt of, indien dit niet het geval is, deze deel uitmaakt van een trend (welke gebaseerd is op een visueel zichtbare, maar niet statistisch significante response).

## 3 Resultaten

### 3.1 Enclosure studie

#### 3.1.1 Experimentele duur en verloop

De proef met de enclosures is uitgevoerd van 2 juli tot 6 augustus 2009 en heeft in totaal 35 dagen geduurd.

Het volgen van de toestand van de kreeften gedurende de loop van het experiment werd bemoeilijkt doordat de enclosures volledig begroeid waren met ondergedoken waterplanten waardoor observaties op zicht niet mogelijk waren. De observaties werden verder bemoeilijkt doordat de kreeften zich ook zelden ophielden in de PVC schuilbuis. De kreeften werden nog het beste gevolgd door het bijvoeren met wormen. Het wegvreten van de worm was hierin een indirecte aanwijzing van de aanwezigheid, of beter gezegd de activiteit, van de kreeften. Echter omdat er maar vijf kreeften werden bijgevoerd gaf dit helaas geen informatie alle 15 ingezette kreeften.

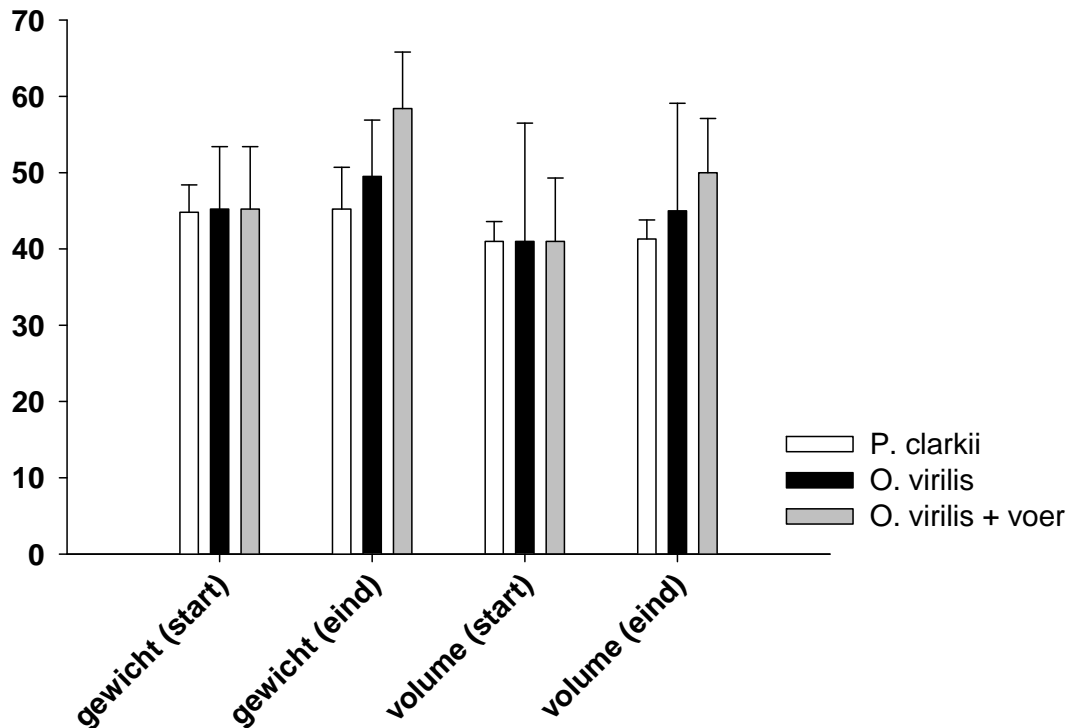
Aan het einde van de experimentele periode bleek dat zonder duidelijke oorzaak in vijf enclosures de kreeft overleden was. Het ging hier om één rode en vier geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften (drie zonder en één met additioneel voer), waarbij alle individuen zijn teruggevonden. Echter, de overleden kreeft in enclosure 11 was nog zo gaaf dat dit sterfgeval vlak voor uithalen van de systemen moest hebben plaatsgevonden. Hierdoor is besloten om deze kreeft als levend voor de duur van het experiment te beschouwen zodat uiteindelijk maar één rode en drie geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften (twee zonder en één met additioneel voer) verloren gingen. Op basis van het aanvreten van de wormen en de mate van decompositie van de vier prematuur overleden kreeften is aangenomen dat deze kreeften in ieder geval tot dag 15 in leven waren. Vanaf dit tijdstip werden ze als overleden beschouwd. Met deze veranderde situatie is rekening gehouden in de statistische analyse van de enclosure data set. Trends die in de tijd gevolgd werden, zoals bijvoorbeeld het zuurstofgehalte, werden tot dag 15 met alle 24 enclosures geanalyseerd en werden daarna met 20 enclosures verder geanalyseerd. Voor de data van de eindbemonstering van de ondergedoken waterplanten is de analyse voor zowel alle 24 als voor de 20 'overgebleven' enclosures uitgevoerd.

#### 3.1.2 Kreeften

De kreeften misten bij het inzetten geen ledematen, waren alert en namen een defensieve positie aan wanneer ze op het punt stonden om gehanteerd te worden. Van de 15 kreeften die ingezet werden, zijn de carapax- en schaarlengte, met bijbehorende standaarddeviatie, opgemeten (met behulp van een schuifmaat) en is het gewicht en volume bepaald (zie *Tabel 1*).

*Tabel 1: Enkele karakteristieken van de vijf rode en tien geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften ingezet in de enclosure studie op de Sinderhoeve.*

	<i>Rode Amerikaanse rivierkreeft (n=5)</i>	<i>Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (n=10)</i>
Carapaxlengte (mm)	42,6 ( $\pm$ 2,5)	40,3 ( $\pm$ 2,5)
Schaarlengte (mm)	55,3 ( $\pm$ 4,8)	47,2 ( $\pm$ 7,4)
Gewicht (g)	44,8 ( $\pm$ 3,6)	45,2 ( $\pm$ 8,2)
Volume (ml)	41,0 ( $\pm$ 5,5)	41,0 ( $\pm$ 7,4)



Figuur 9: Gemiddeld gewicht (g), volume (ml) en bijbehorende standaardafwijking van de rode (*P. clarkii*) en geknobbelde (*O. virilis*) Amerikaanse rivierkreeften in de verschillende behandelingen bij de start en eind van het experiment.

Bij het uithalen van het experiment bleek het gemiddeld gewicht en volume van alle overlevende gelijk gebleven of toegenomen te zijn (Figuur 9). Alhoewel bij uithalen van de proef de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften met additioneel voer groter en zwaarder leken dan de overige dieren konden de statistische analyses van gewicht en volume geen significante verschillen tussen de drie behandelingen aantonen. In tegenstelling tot het eindgewicht van de rode en geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zonder additioneel voer, bleek het eindgewicht van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft met additioneel voer wel significant toegenomen te zijn ten opzichte van zijn start gewicht (Bijlage 1).

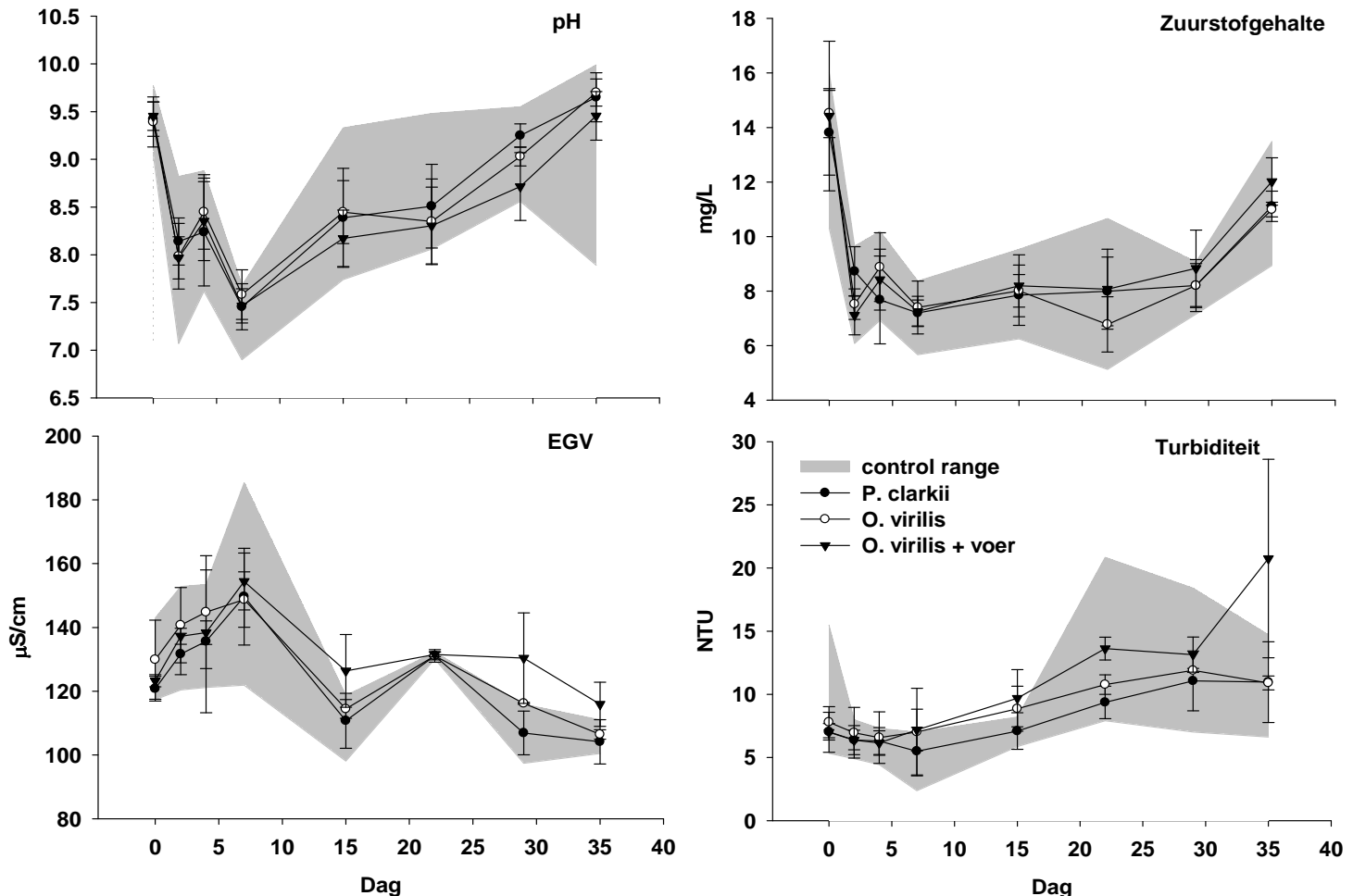
Daar groei van kreeften alleen plaatsvindt bij de verschaling, betekenen de waargenomen toenames in gemiddeld gewicht en volume (hoewel niet bij alle behandelingen statistisch significant) dat de dieren tenminste één keer verschaald zijn. Van deze verschalingen zijn verder geen resten gevonden bij het uithalen van de enclosures. Dit laatste is niet verwonderlijk omdat verschalingen vaak weer geconsumeerd worden door de kreeften zelf.

### 3.1.3 Waterkwaliteitsparameters

De dynamiek van de verschillende waterkwaliteitsparameters gedurende de duur van de studie staat weergegeven in Figuur 10. Daar de parameters pH, zuurstofgehalte, EGV, en turbiditeit in de behandelingen vrijwel continu binnen de controle spreiding vielen, werden er gedurende de gehele experimentele periode van 35 dagen bijna geen statistisch significante effecten van de aanwezigheid van de verschillende soorten kreeften op deze parameters



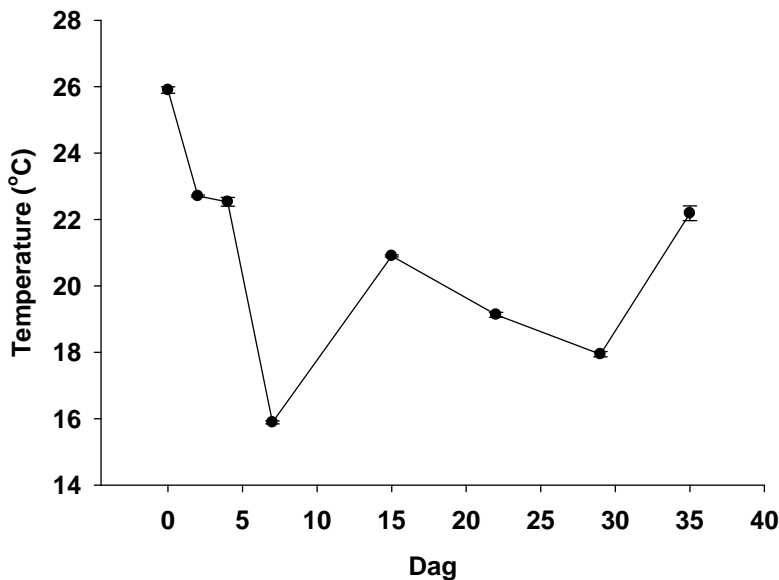
gevonden (Bijlage 2). Een uitzondering hierop vormde turbiditeit waarbij op dag 15 de enclosures van *O. virilis*+voer respectievelijk significant afweken van *O. virilis* en *P. clarkii*, maar niet van de controles, en op dag 35 waar de enclosures van *O. virilis*+voer significant afweken van alle andere behandelingen. Daar dit geen opeenvolgende monsterdata waren, werd dit niet als consistente response beschouwd.



*Figuur 10: Dynamiek in waterkwaliteitsparameters pH, zuurstofgehalte, EGV en turbiditeit in de enclosures van de verschillende behandelingen met bijbehorende standaarddeviatie. De grijze band geeft de spreiding binnen de controles weer. NTU = normalised turbidity unit = genormaliseerde turbiditeit eenheid.*

In *Figuur 10* is te zien dat, hoewel er geen significant verschil tussen de behandelingen was (Bijlage 2), bij de start van de studie de waarden van pH en zuurstof relatief hoog zijn. Dit is kenmerkend voor de waarden overdag in plantenrijke systemen met een hoge primaire productie. In het primaire productieproces wordt  $\text{CO}_2$  gebruikt, wanneer dit verbruikt is wordt, door de in het testsysteem aanwezige planten, bicarbonaat ( $\text{HCO}_3^-$ ) gebruikt waardoor de pH hoger wordt. Omdat er ook zuurstof geproduceerd wordt neemt het zuurstofgehalte in het water eveneens toe. In voedselarme zoete wateren beïnvloedt de hoeveelheid bicarbonaat ook het elektrisch geleidend vermogen. Bij een hoge productie in deze wateren worden er bicarbonaat-ionen uit het water onttrokken, waardoor de totale hoeveelheid ionen afneemt en daarmee ook het EGV. Bij een dalende productie (of toenemende respiratie), stijgt de pH, daalt het zuurstof en kan het EGV toenemen. Dit laatste kan ook optreden doordat er meer

afbraakproducten (nutriënten, humuszuren) in het water komen. Dit gebeurt ook tijdens de start van het enclosure experiment (*Figuur 10*). Aangezien dit in alle behandelingen, inclusief de controle, gebeurt is dit geen effect van de aanwezigheid van de kreeften. Op dag 7 werd een duidelijke piek in EGV en daling in pH waargenomen. Dag 7 was de laatste dag van een korte regenperiode wat dit fenomeen wellicht verklaard. Wanneer de pH na dag 7 weer toeneemt, daalt ook het EGV weer, echter het zuurstofgehalte stijgt niet in deze periode (*Figuur 10*).



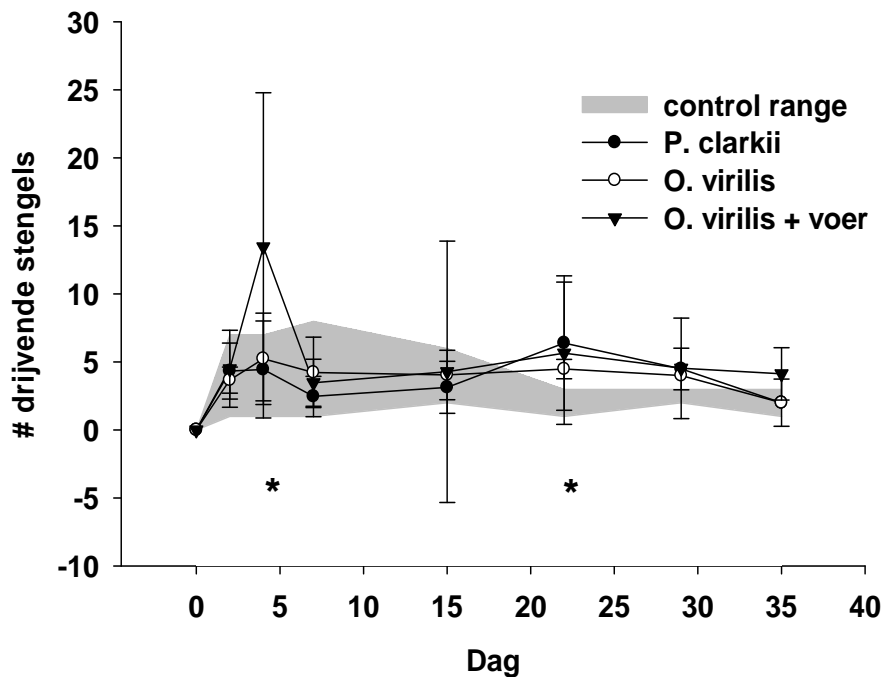
*Figuur 11: Gemiddeld temperatuurverloop in de enclosures met bijbehorende standaarddeviaties.*

Het verloop van de watertemperatuur liet een lichte daling zien (*Figuur 11*). Een uitschieter hierbij was dag 7, waarbij na een korte regenperiode de watertemperatuur rond de 16 °C lag. Er werd geen verschil in temperatuur tussen de verschillende behandelingen waargenomen (Bijlage 2).

### 3.1.4 Bedekkinggraad van waterplanten

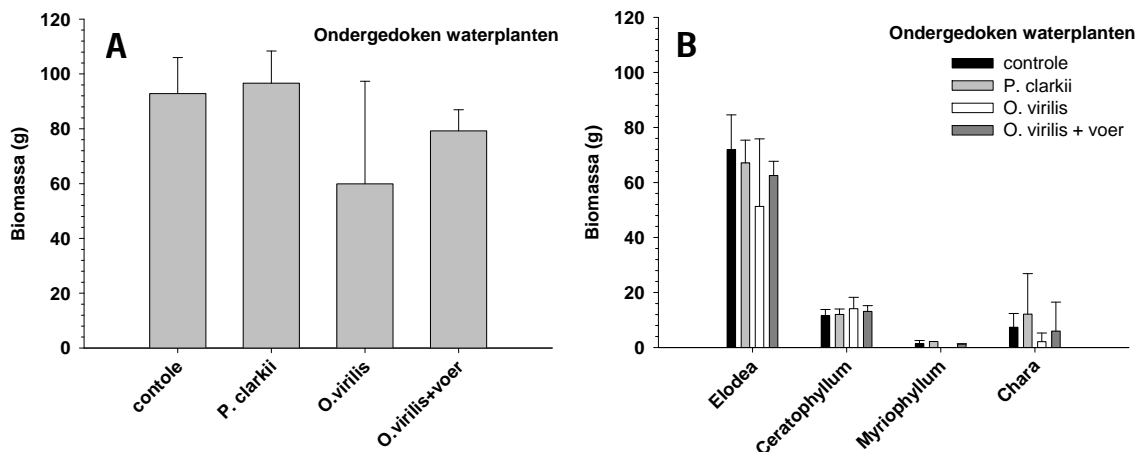
Tijdens het opnemen van de bedekkinggraad werden waterpest (*Elodea nuttalli*), gedoord hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en kranswier (*Chara* sp.) waargenomen in de enclosures waarbij de bedekkinggraad van de laatste twee soorten erg laag waren.

Het schatten van de bedekkinggraad werd sterk bemoeilijkt door de zichtomstandigheden. Deze zichtomstandigheden waren onder andere afhankelijk van de troebelheid van de waterkolom, aanwezige bewolking, en sterk zonlicht waardoor geobserveerde verschillen in bedekkinggraad in de verschillende enclosures (Bijlage 3) niets meer te maken hadden met de mogelijke impact van de kreeften op de aquatische vegetatie. Zie ook Bijlage 4 voor enkele voorbeelden van de specifieke zichtomstandigheden in de enclosures. Bedekkinggraad wordt derhalve niet verder behandeld in deze rapportage.



*Figuur 12: Aantal drijvende plantscheuten (voornamelijk waterpest) in de enclosures van de verschillende behandelingen met bijbehorende standaardafwijkingen. De grijze band geeft de spreiding binnen de controles weer. \* = Monsterdata waar significante verschillen zijn gevonden. P. clarkii = rode Amerikaanse rivierkreeft; O. virilis = geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft.*

De parameter die geen hinder ondervond van de soms slechte zichtomstandigheden was het aantal drijvende scheuten (*Figuur 12*). Op dag 4 en 22 werden significante verschillen tussen behandelingen gevonden (*Bijlage 3*). Op dag 4 werden er, ondanks de grote spreiding tussen de verschillende replica testsystemen, meer losdrijvende scheuten van waterplanten gevonden in de enclosures van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft met additioneel voer dan in de andere testsystemen. Op dag 22 wijken de enclosures van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft met additioneel voer alleen af van de controles, terwijl alle andere behandelingen dat niet doen. Ook verschilt deze behandeling niet van de enclosures met de rode en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zonder additioneel voer (*Bijlage 3*). Omdat het hier ook weer om incidentele verschillen gaat worden deze als niet relevant gekarakteriseerd. En wordt er ook voor deze parameter geen consistent effect van de aanwezigheid van kreeften waargenomen (*Bijlage 3*).



Figuur 13: De gemiddelde geogste biomassa (g drooggewicht), met standaarddeviaties, van ondergedoken waterplanten per behandeling na afloop van de studie in de enclosures van de controles, *P. clarkii*, *O. virilis* en *O. virilis* met additioneel voer. Paneel A; totale biomassa, Paneel B; biomassa per soort. *P. clarkii* = rode Amerikaanse rivierkreeft; *O. virilis* = geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft.

Aan het einde van de experimentele periode werden alle ondergedoken waterplanten uit de enclosures geogst, gedroogd, gesorteerd en gewogen (Figuur 13). De vegetatie in de enclosures werd in alle gevallen sterk gedomineerd door waterpest (*Elodea nuttallii*). Het gedoornde hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) dat aan het begin van de studie was ingebracht ( $9,7 \pm 1,8$  gram) was in alle behandelingen gegroeid met gemiddeld  $3,2 \pm 1,1$  gram drooggewicht.

Figuur 13A geeft aan dat aan het einde van het experiment in de enclosures met de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zonder additioneel voer een gemiddeld lagere totaal biomassa aan waterplanten aanwezig was dan in de overige behandelingen. Uit Figuur 13B blijkt dat in deze behandeling ook gemiddeld minder waterpest (*Elodea nuttallii*) en kranwier (*Chara* sp.) voorkomt. Echter, door de grote variatie in biomassa van deze planten binnen de enclosures van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft zonder additioneel voer kunnen, voor zowel de totale biomassa als de biomassa per soort, geen statistisch significante verschillen tussen de behandelingen worden aangetoond. Dit betekent dat er geen voorkeur van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (zonder additioneel voer) voor waterpest (*E. nuttallii*) en kranwier (*Chara* sp.) worden aangetoond. Deze berekening werd zowel uitgevoerd met de test systemen van de 20 'overgebleven' kreeften als met alle 24 test systemen. De uitkomsten van beide analyses waren gelijk (Bijlage 3).

Vergeleken met de plotjes bemonsterd aan de start van het experiment is de uiteindelijk geogste biomassa van de ondergedoken waterplanten lager geworden ( $p < 0,05$ , zie Bijlage 3).

## 3.2 Resultaten compartimentstudie

### 3.2.1 Experimentele duur en verloop

De proef met compartimenten werd gestart op 24 juli, 2009. Op 4 september, 2009 werd de proef beëindigd omdat er in individuele compartimenten van verschillende behandelingen een najaarsbloei van watervlooien begon te ontstaan. De vlooien werden in de turbiditeitsmonsters waargenomen van compartiment 8, 11, 12 en 15 op dag 35 en in compartiment 2, 3 en 8 op dag 42. De toegenomen hoeveelheid watervlooien beïnvloedde onder andere de troebelheid van de waterkolom (door meer weg te filteren werd het doorzicht in het compartiment zelf beter, maar door de aanwezigheid van kleine vlooien in de turbiditeitsbepaling kwamen hier weer onrealistisch hoge waarden uit) waardoor er een extra storende invloed in het experiment geïntroduceerd werd. Om de interpretatie van de resultaten niet nodeloos te bemoeilijken werd de proef na 42 dagen gestopt

Tijdens het experiment werden op twee dagen enkele dode kreeften gevonden. Op 14 augustus 2009 werden drie dode kreeften gevonden in compartiment #6, #7 en #14. Op 21 augustus betrof het 2 exemplaren in compartiment #3 en #15. Dit waren allemaal compartimenten met 8 of meer kreeften (2,5 tot 10 kreeften/m<sup>2</sup>). De precieze doodsoorzaak was maar van één kreeft bekend daar deze, tijdens een nachtelijke klauterpartij buiten het water, onder de eerste afscheiding klem kwam te zitten en hier uiteindelijk is overleden. De overleden dieren werden meteen vervangen door levende exemplaren, afkomstig uit de dezelfde bronpopulatie nog aanwezig op de Sinderhoeve.

Bij het uithalen van de compartimenten werden er van de ingezette 186 dieren in totaal 142 exemplaren teruggevangen.

### 3.2.2 Kreeften

Van de 191 kreeften (de 186 originelen plus de vijf vervangingen) die werden ingezet, zijn ter karakterisering van de populatie van 19 willekeurig geselecteerde exemplaren alleen vooraf gaand aan het experiment enkele karakteristieken gemeten.

*Tabel 2: Enkele karakteristieken van negentien willekeurig geselecteerde geknobbelde Amerikaanse rivierkreeften bij de start van de compartiment studie op de Sinderhoeve.*

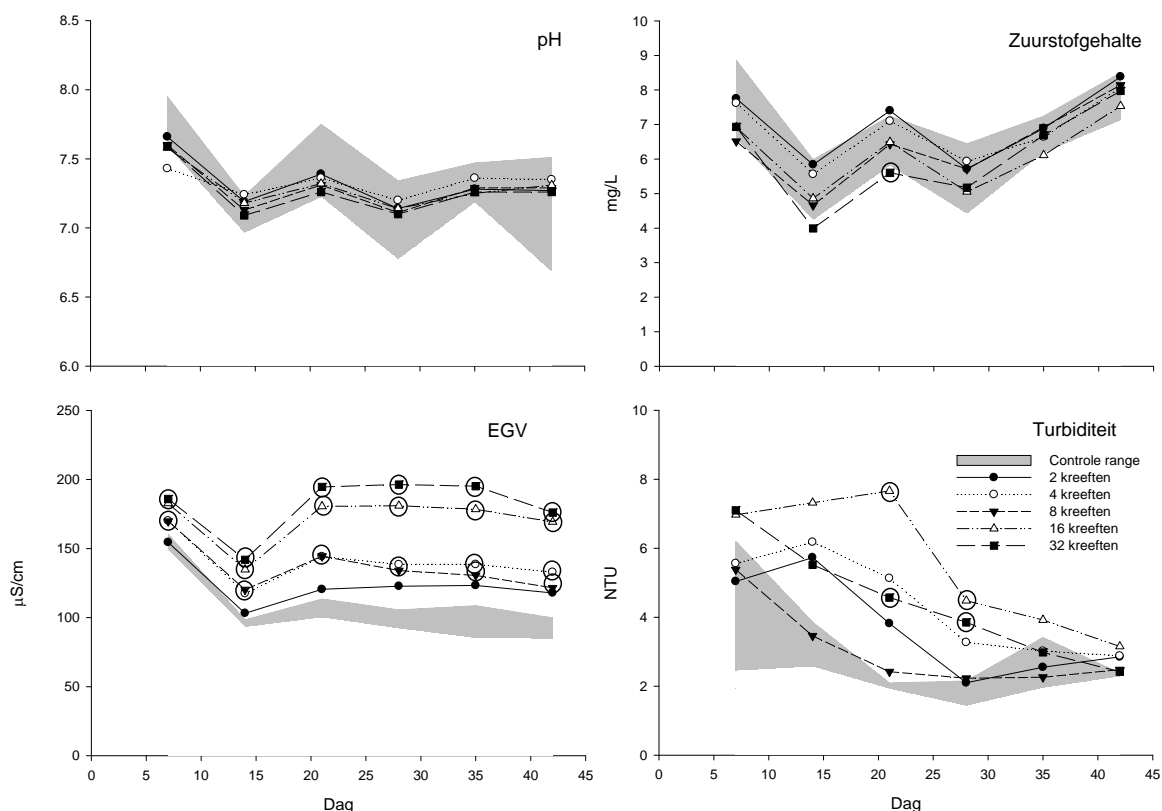
	<i>Gemeten waarde</i>
Lengte rugschild (mm)	38,4 ± 4,2
Schaarlengte (mm)	40,7 ± 7,1
Gewicht (g)	34,8 ± 8,2
Volume (ml)	30,3 ± 8,7

### 3.2.3 Waterkwaliteitsparameters

Het verloop van de verschillende waterkwaliteitsparameters tijdens de meetperiode is weergegeven in de panelen van *Figuur 14*. Alleen van de parameters EGV en turbiditeit werden consistente (op meerdere achtereenvolgende bemonsteringen) significante afwijkingen van de controlesystemen waargenomen. Voor de toetsresultaten, zie Bijlage 5. In de figuur zijn de waarden die significante verschillen vertoonden met de controles omcirkeld (*Figuur 14*).

Voor EGV werden deze afwijkingen gedurende de gehele experimentele periode waargenomen en blijken duidelijk gerelateerd te zijn aan de dichtheid van de kreeften per compartiment (Bijlage 5). Vanaf 4 kreeften per compartiment, neemt de EGV verder toe naarmate er meer kreeften aanwezig zijn. Deze toename betreft in de behandelingen met 16 en 32 kreeften bijna een verdubbeling van het EGV.

Voor turbiditeit een dergelijke toename dit minder duidelijk waarneembaar. De compartimenten met 16 en 32 kreeften weken op dag 21 en 28 weliswaar statistisch significant af van de overige behandelingen (Bijlage 5) maar op dag 21 was de troebelheid in de compartimenten met 4 kreeften hoger dan die in 32 kreeften (*Figuur 14*, Bijlage 5). Wat verder opviel is dat in de loop van het experiment de turbiditeitswaarden van alle behandelingen covergeren naar vergelijkbare waarden. En was er geen verschil meer tussen de verschillende kreeftdichtheden.



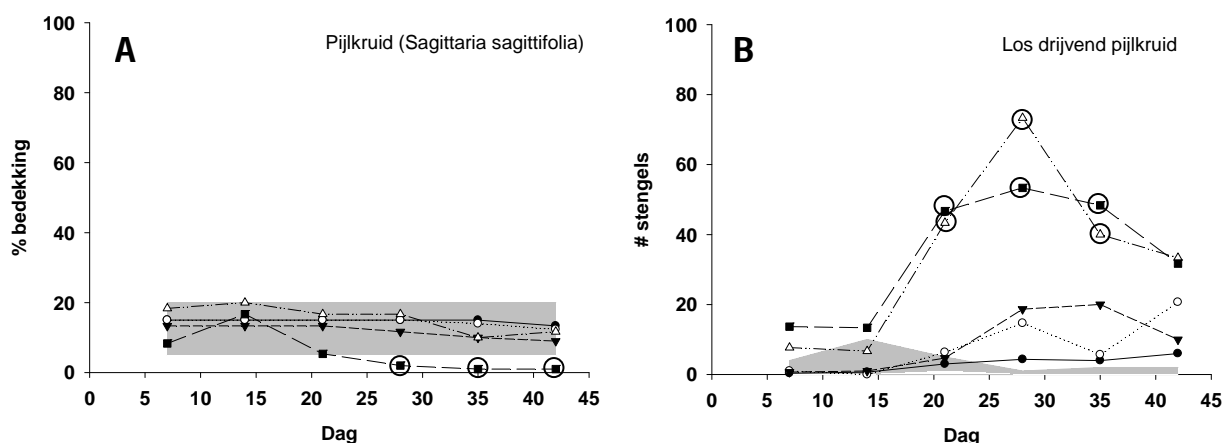
*Figuur 14: Verloop van de waterkwaliteitsparameters pH, zuurstofgehalte, EGV en turbiditeit in de compartimenten met 2, 4, 8, 16 en 32 kreeften. De score wordt weergegeven als geometrisch gemiddelde van de verschillende replica testsystemen en gevonden significante afwijkingen van de controlesystemen zijn omcirkeld. De grijze band geeft de spreiding binnen de controles weer. NTU = normalised turbidity unit = genormaliseerde turbiditeit eenheid.*

Voor de parameters pH en zuurstofgehalte werden geen consistente afwijkingen gevonden ten opzichte van de controle systemen (Bijlage 5). Voor zuurstofgehalte werd alleen op dag 21 een afwijking gevonden voor de compartimenten met de hoogste kreeftendichtheid. Deze op zichzelf staande afwijking wordt verder niet als effect aangemerkt.

### 3.2.4 Bedekkingsgraad van waterplanten

Doordat de soms slechte zichtomstandigheden in de waterkolom konden er geen betrouwbare schattingen van de ondergedoken waterplanten gemaakt worden (zie ook uitleg in §3.1.4; Bijlage 7). Schattingen van pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) dat gedeeltelijk boven het water uitgroeit en drijvende stengels werden niet bemoeilijkt door slecht doorzicht. Voor deze parameters werden statistisch significante afwijkingen ten opzichte van de controle systemen gevonden (Bijlage 6). *Figuur 15* toont het verloop van de bedekking met pijlkruid en het aantal afgeknipte stengels dat waargenomen is gedurende het experiment. De totale bedekking van pijlkruid was in alle compartimenten laag (*Figuur 15A*). Hierdoor werden er geen verschillen in de bedekking tussen de behandelingen waargenomen, met uitzondering van de laatste drie monstertijdstippen (dag 28, 35 en 42). Hierbij werden in de compartimenten met 32 kreeften significante afwijkingen van de overige compartimenten aangetroffen (*Figuur 15A*; Bijlage 6).

In de compartimenten met 16 en 32 kreeften worden significant meer stengels losgeknipt (informatie uit de drijvende delen) dan in de andere compartimenten (*Figuur 15B*, Bijlage 6). Dit effect wordt bij de drijvende stengels een week eerder (op dag 21) waargenomen dan op de eigenlijke pijlkruidplanten (dag 28). Hoewel er de rest van de experimentele periode een effect van 16 en 32 kreeften op de drijvende stengels lijkt te zijn (*Figuur 15B*), is het niet meer significant verschillend van de andere compartimenten op de laatste bemonsteringsdatum. Dat het los drijvende pijlkruid daadwerkelijk door kreeften losgeknipt wordt, is duidelijk te zien *Figuur 16*.



*Figuur 15: Verloop van de bedekking van pijlkruid (A) en los drijvende stengels pijlkruid (B) in de compartimenten met 2, 4, 8, 16 en 32 kreeften. De score wordt weergegeven als geometrisch gemiddelde van de verschillende replica testsystemen en gevonden significante afwijkingen van de controle systemen zijn omcirkeld. De grijze band geeft de spreiding binnen de controles weer.*

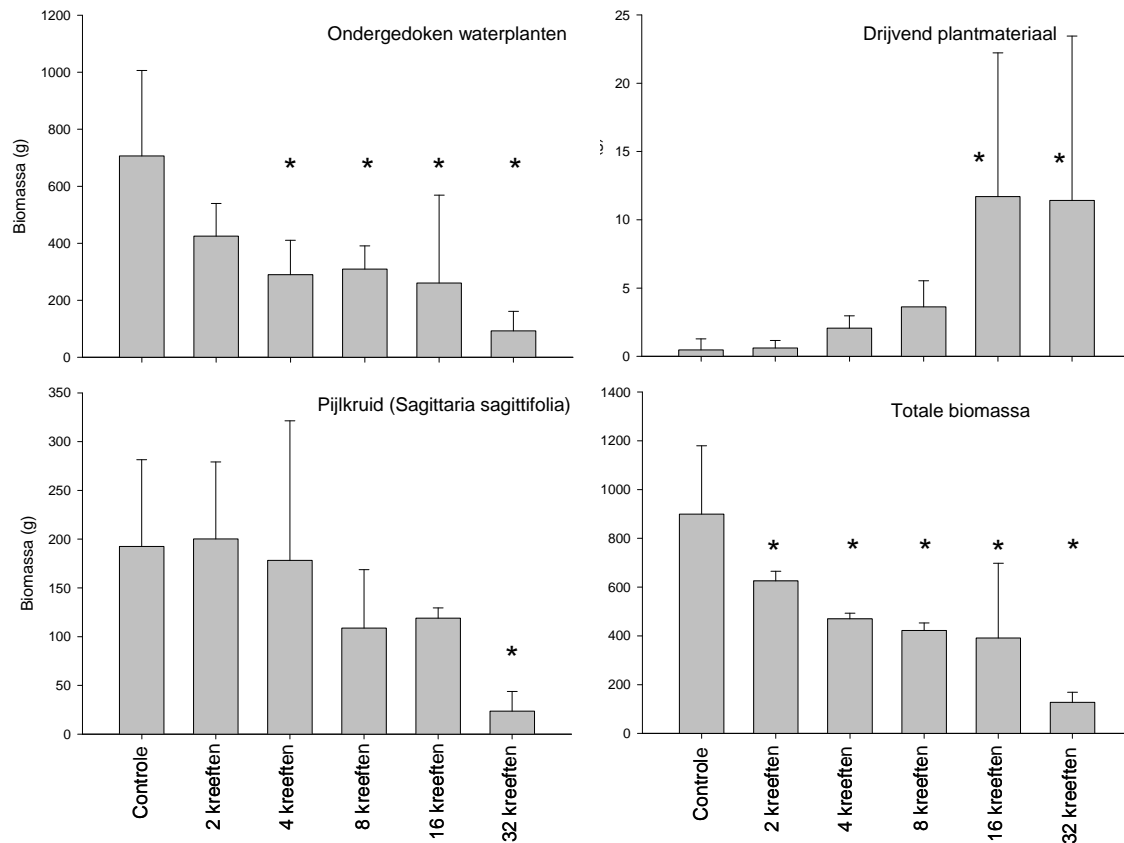


*Figuur 16: Enkele vers bemonsterde pijlkruid planten tijdens de eindbemonstering. Met name de eerste twee rozetten zijn flink gesnoeid.*

In *Figuur 17* staan de drooggewichten van de bemonsterde biomassa aan waterplanten weer gegeven. Scores betreffen gemiddelden waardes per behandeling en bijbehorende standaardafwijkingen.

Aan het einde van de experimentele periode week de biomassa van de ondergedoken waterplanten in de controles niet statistisch significant af van de biomassa tijdens de startsituatie ( $p > 0,05$ , zie Bijlage 6). Wel werden er significante verschillen gevonden tussen de geoogste waterplantbiomassa's van de verschillende behandelingen (*Figuur 17*). Op ondergedoken waterplanten biomassa werd een statistisch significante afwijking ten opzichte van de controle systemen waargenomen bij compartimenten met 4 kreeften en hogere dichtheden.





Figuur 17: Biomassa van waterplanten tijdens de eindbemonstering van de compartimenten. Significante verschillen met de controlesystemen worden weergegeven met een asterisk.

Voor de parameter drijvend plantmateriaal weken alleen de compartimenten met 16 en 32 kreeften significant af van de andere behandelingen (Figuur 17; Bijlage 6). Ook wordt uit *figuur 3.9* duidelijk dat er voor deze parameter een grote variatie aanwezig was binnen deze twee behandelingen. Hoewel het overgrote deel van het drijvend plantmateriaal uit losgeknipte pijlkruidstengels bestond, weken voor deze plant alleen de compartimenten met 32 kreeften significant af van de overige behandelingen (Figuur 17). Wanneer gekeken wordt naar de totale waterplantenbiomassa bleken aan het einde van de experimentele periode alle behandelingen significant te verschillen van de controles (Figuur 17).



## 4 Discussie en conclusie

### 4.1 Algemeen

Het gebruik van experimentele sloten om mogelijke effecten van invasieve zoetwaterkreeften op waterplanten te onderzoeken heeft enkele grote voordelen. Zo kunnen de kreeften blootgesteld worden aan de normale weersomstandigheden en dag-nacht ritmes, waardoor de dieren hun natuurlijke gedrag kunnen vertonen. Verder zijn de testsystemen groter dan in een laboratoriumopzet waardoor de kreeft ook meer ruimte heeft om zijn natuurlijke gedrag te ontplooiën. In vergelijking tot werkzaamheden in het buitengebied zelf zijn de sloten beter te controleren (zo fluctueert het waterpeil niet), beter te bemonsteren en zijn ze afgeschermd van allerlei ongewenste invloeden zoals vandalisme en predatie door vogels. Op deze manier worden er zoveel mogelijk storende factoren uitgesloten. Naast voordelen is er ook een nadeel. Een experimentele sloot op 'De Sinderhoeve' is namelijk nooit exact gelijk aan een sloot in bijvoorbeeld het veenweide gebied. Het kan zo zijn dat een kreeft een andere impact heeft op een veenachtig sediment (opwerveling, graven) dan op de zanderige klei en harde oevertaluds in de proefsloten. Echter, de directe impact van de kreeften op waterplanten zal hierdoor niet beïnvloed worden en kunnen de resultaten uit de experimentele sloten goed geëxtrapoleerd worden naar andere locaties.

### 4.2 Enclosures

De oorzaak van het overlijden van vijf kreeften in de tweede helft van de enclosure studie was onduidelijk. Mogelijke oorzaken voor deze sterfte zouden bijvoorbeeld zuurstofstress of problemen in de verschaling kunnen zijn.

De gemeten zuurstofgehalten in de enclosures waren echter hoog genoeg om de kreeften niet nadelig te beïnvloeden (groter dan 3 mg/L; Barbaresi & Gherardi, 2000). Een kanttekening hierbij is dat het zuurstofgehalte alleen 's ochtends gemeten werd, wat betekent dat er de mogelijkheid is dat daardoor de absolute minimum zuurstofconcentratie niet gemeten werd. Het feit dat er bij gelijke zuurstofgehalten tussen de behandelingen in de enclosure studie slechts vijf (willekeurig verdeeld over verschillende behandelingen) en niet meer kreeften overleden zijn, geeft aan dat zuurstofstress geen waarschijnlijke oorzaak is.

Aangezien de kreeften gegroeid zijn, en dus minimaal één keer verschaald zijn, kan de sterfte van de vijf exemplaren ook tijdens het verschalingsproces opgetreden zijn. Tijdens en vlak na de verschaling zijn kreeften erg kwetsbaar (onder andere voor vervuiling, parasieten en ziektes) doordat het pantser nog week is en niet de volledige bescherming geeft die het dier nodig heeft. Ook gebeurt het soms dat een dier niet goed uit zijn oude pantser kan komen waardoor het kan sterven (Hamr, 2002; Huner, 2002).

In de enclosure studie werden geen duidelijke consistente (op meerdere monsterdata voorkomende) effecten waargenomen op pH, zuurstofgehalte, EGV, turbiditeit, losgeknipte stengels, totale eind biomassa van waterplanten en soort specifieke biomassa van de aanwezige waterplanten. Dit was zowel voor de behandelingen met *P. clarkii*, *O. virilis* en *O. virilis* met additioneel voer het geval. De verschillende soorten gedroegen zich in de enclosures

dus niet dermate verschillend dat er andere effecten werden waargenomen en ook de aanwezigheid van additioneel voer gaf geen verschil met betrekking tot de impact van *O. virilis* op waterplanten en waterkwaliteitsparameters.

Opvallend was dat een vergelijkbare studie die gebruikt maakte van hetzelfde type enclosures op dezelfde testlocatie wel effect op vegetatie vond van de aanwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft (Verdonschot, Van Schaik et al., 2009). Verdonschot et al. (2009) namen hierin waar dat de aanwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft voor een toename zorgde in losgeknipte scheuten, gepaard gaande met een afname in nog wortelende plantbiomassa van Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*). Ook wordt een negatief effect op totale biomassa van gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*) beschreven (Verdonschot, Van Schaik et al., 2009), maar gezien de erg lage biomassa van deze plant, het feit dat de planten in zeer slechte conditie waren en dat dit effect niet op de losgeknipte en/of nog steeds wortelde delen van de plant werd gezien is het lastig dit laatste verschil daadwerkelijk aan actief foerageer- of knipgedrag van kreeften toe te dichten. De maaginhoud van de kreeften in deze studie liet zien dat er voornamelijk plantmateriaal en detritus en in mindere mate dierlijk materiaal gegeten was. Nu kan dit laatste een vertekend beeld zijn geweest omdat dierlijke resten (met uitzondering van resten van mollusken) zacht zijn en snel verteren zodat er een onderschatting van dit deel van het dieet kan optreden (Rudnick & Resh, 2005). Echter het feit dat in de twee vergelijkbare studies, die van Verdonschot et al. (2009) en de huidige, de aanwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft wel en niet tot waargenomen effecten heeft geleid is opmerkelijk.

Een verklaring kan zijn dat, hoewel beide studies gebruik maakte van cilinders in een experimentele sloot op de Sinderhoeve, de twee gebruikte type sloten niet gelijk waren. Verdonschot et al. (2009) gebruikte een relatief onbegroeide sloot waarbij in elk testsysteem eerst de paar aanwezige planten verwijderd werden waarna een beperkte hoeveelheid voorgekweekte planten werd ingebracht. In het huidige experiment werd een sloot gebruikt met een volledig ontwikkelde waterplantenvegetatie. Dit laatste had mogelijk verschillende effecten:

- De kreeften vonden genoeg dekking in de vegetatie van de enclosure waardoor ze geen gebruik meer van de schuilbuis maakte, iets wat ze in de studie van Verdonschot et al. (2009) consequent wel deden.
- Eventueel knipgedrag is lastig waar te nemen omdat losgeknipte stengels in de omringende planten blijven hangen en niet meteen komen bovendrijven waar ze waargenomen worden.
- Alhoewel niet bemonsterd is, kunnen dichter begroeide experimentele sloten meer macroinvertebraten bevatten waardoor de kreeften meer op een dierlijk dieet geleefd hebben en het effect op de vegetatie derhalve minder was.

Het is zeer onwaarschijnlijk dat de rode Amerikaanse rivierkreeft zich in de huidige studie compleet anders gedroeg (zoals bijvoorbeeld 35 dagen stil gaan zitten) dan in de studie van Verdonschot et al. (2009). Ook is de verwachting dat op basis van de kennis uit de open literatuur het gedrag van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft, met mogelijke uitzondering van de voortplanting, niet heel veel zal afwijken van de rode Amerikaanse rivierkreeft (Roessink, Hudina et al., 2009). Het is daarom waarschijnlijker dat bij dichtheden van één kreeft per 0,86 m<sup>2</sup> in een volledig waterplant gedomineerd systeem het veel langer duurt dan 35 dagen voordat er merkbaar effecten optreden op waterkwaliteitsparameters en waterplanten biomassa.

### 4.3 Compartiment

Door de grootte van de compartimenten was de levensduur van deze proefopstelling sowieso langer dan de 2,5 maanden van de enclosures. Het beëindigen van de compartiment studie na 42 dagen viel derhalve nog ruim voor het verstrijken van de eventuele 'houdbaarheidsdatum' van de systemen. Verder was deze periode van 42 dagen lang genoeg om effecten van de aanwezigheid van de geknobbeld Amerikaanse rivierkreeft op waterplanten en waterkwaliteitsparameters te bewerkstelligen (zie §3.2.3 en 3.2.4) zodat de gestelde onderzoeksvragen beantwoord konden worden.

Na het beëindigen van de compartiment studie konden niet alle kreeften worden teruggevangen en werden ook enkele kreeften in in andere compartimenten teruggevangen dan waar ze waren uitgezet. Beide zaken hadden niets te maken met mogelijke ontsnappingen uit de compartimenten gedurende proef, maar voornamelijk met de situatie en gedrag van de kreeften tijdens het uithalen. Dit omdat:

- het uithalen van de compartimenten plaats vond door het waterpeil in de sloot te laten zakken. Het waterpeil bleek echter niet in alle compartimenten even snel te zakken waardoor sommige scheidingswanden door de, door het peilverschil ontstane, waterdruk ondergraven werden waardoor de fysieke scheiding tussen compartimenten gedeeltelijk ongedaan gemaakt werd. Aangezien het oogsten van de systemen anderhalve dag heeft geduurd hadden de kreeften inderdaad de gelegenheid om hun compartiment te verlaten.
- de kreeften begonnen zich bij het dalende waterpeil in de bodem in te graven. Na het wegpompen van het water, bleef een zachte blubberlaag over waar veel tunnels in zaten waaruit nog kreeften werden opgegraven. Van deze 'opgegraven' kreeften waren enkele exemplaren echter net overleden.
- na het droogvallen van de test systemen werden 's nachts ook nog kreeften teruggevangen omdat sommige verstopte dieren onder dekking van het duister uit de modder omhoog kwamen.
- bij het uithalen van de testsystemen moesten twee man daadwerkelijk in de systemen staan en is het, ondanks alle in acht genomen voorzichtigheid, niet uit te sluiten dat enkele kreeften onder de laarzen zijn gesneuveld.
- ongetwijfeld zullen er nog enkele exemplaren in de modder achtergebleven zijn,

Hierdoor het niet verwonderlijk is dat uiteindelijk niet alle dieren teruggevangen zijn. Verder kan in de experimentele periode ook natuurlijke sterfte opgetreden zijn, bijvoorbeeld tijdens de kwetsbare periode gedurende ververvellingen. Ondanks het niet terug vinden van alle kreeften, geeft bovenstaande informatie gecombineerd met het feit dat gedurende de proef geen totaal afwijkende resultaten zijn gevonden (zoals bijvoorbeeld het verdwijnen van waterplanten uit de controle compartimenten) voldoende vertrouwen dat de studie goed verlopen is en dat de overige verkregen resultaten correct zijn.

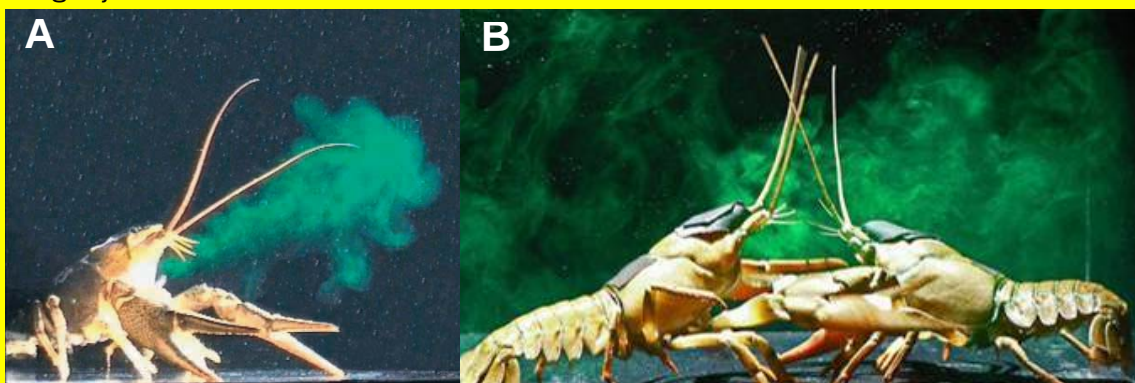
In de compartiment studie werden op meerdere opeenvolgende monsterdata effecten gevonden op waterplanten en waterkwaliteitsparameters. De eerste effecten op waterplanten werden tijdens het verloop van de studie waargenomen op pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) in de behandelingen met 16 en 32 kreeften per compartiment. In deze behandelingen werden de stengels van deze planten door de kreeften afgeknipt waarna de stengels in eerste instantie op het water bleven drijven. Effecten op ondergedoken waterplanten werden pas duidelijk bij het uithalen van de compartimenten.

Wat waterkwaliteitsparameters betrof werden de grootste effecten op EGV gevonden (*figuur 3.6*). Het EGV werd over de gehele testperiode significant beïnvloed door de aanwezigheid van vier kreeften of meer per compartiment. Een verhoging van het EGV betekende meer ionen in het water en dit kan door verschillende oorzaken of combinaties hiervan komen:

- Het nadelig beïnvloeden van de waterplanten (*figuur 3.9*) verlaagde de primaire productie waardoor er meer  $\text{HCO}_3^-$  ionen in het water achterbleven zodat het EGV hoger werd.
- Doordat er meer vernielde planten aanwezig waren (onder andere afgeknipt pijlkruid; *figuur 3.7*, *figuur 3.8* en *figuur 3.9*) vond er meer decompositie plaats waardoor er meer nutriënten/afvalstoffen in het water aanwezig waren welke een verhoging van het EGV veroorzaakten.
- De kreeften brachten bij grotere aantallen meer stoffen in het water in oplossing waardoor het EGV bij hogere kreeftendichtheid navenant hoger werd. Dit konden zowel stoffen uit het sediment zijn die door de kreeften opgewoeld werden, maar konden ook respiratie- en/of excretieproducten van de dieren zelf zijn (zie kader).

### Chemische communicatie

Informatie uitwisseling door middel van chemische signalen is wijdverspreid onder aquatische organismen, maar weinig bekend omdat dit tot recentlijk lastig te onderzoeken was. Bij recent onderzoek naar het gebruik van urine in de onderlinge communicatie van rivierkreeften zijn de dieren geïnjecteerd met een kleurstof (Fluoresceïne) die deze communicatie zichtbaar maakte.



*Figure 18: Chemische communicatie middels urine lozing door Turkse rivierkreeft (*Astacus leptodactylus*) (A) en tussen twee geblinddoekte mannelijke Californische rivierkreeften (*Pacifastacus leniusculus*) in agressieve interactie (B) Bron: Breithaupt & Eger, 2002.*

Zowel mannelijke als vrouwelijke kreeften gebruiken urine in communicatie. Tussen dieren van hetzelfde geslacht wordt de urine als uiting van agressie gebruikt waarbij de (mogelijke) dominante status van een van de dieren boven de ander wordt aangegeven zodat fysieke gevechten vermeden kunnen worden. Tussen dieren van verschillende geslachten wordt urine ook als afrodisiacum (een geslachtsdrift-stimulerend middel) gebruikt.

Bron: Breithaupt & Eger, 2002; Simon & Moore, 2007; Berry & Breithaupt, 2008; Katoh, Johnson et al., 2008.

De troebelheid van de waterkolom werd significant beïnvloed in de compartimenten met 16 en 32 kreeften, maar hier was het verschil met de andere behandelingen minder duidelijk waar te nemen omdat de troebelheid in de compartimenten met 4 kreeften die van de compartimenten met 32 kreeften op één monsterdatum oversteeg (*Figuur 14*). Daar de troebelheid in alle compartimenten in de loop van het experiment steeds meer gelijk werd, lijkt het opwoelen van het sediment een minder plausibele verklaring te zijn voor de verschillen in EGV tussen de behandelingen.

De impact op het primaire productie proces is in zoverre duidelijk dat een negatieve impact van de kreeften op de totale biomassa van waterplanten (als zijnde belangrijke producenten) al bij 2 kreeften per compartiment werd vastgesteld (*Figuur 17*). Echter deze impact werd verder niet duidelijk teruggevonden in kreeftdichtheid-relateerde verschillen op zuurstofgehaltenes en pH (*Figuur 14*). Mogelijkerwijs had de permanente beluchting van de systemen een maskerende invloed op aanwezige effecten op het zuurstofgehalte. Ook kan het zijn dat het tijdstip van de pH- en zuurstofmetingen hier voor een vertekend beeld heeft gezorgd. Als het verschil in primaire productie pas na een halve dag primaire productie zichtbaar wordt in de pH waardes (bij hoge planten biomassa wordt de pH dan aan, bijvoorbeeld, het einde van de middag hoger dan in compartimenten met minder planten) en als 's nachts dergelijke verschillen weer opgeheven worden, kan dit gemist zijn in de reguliere meting 's ochtends. Hoewel dit specifieke geval niet eerder is waargenomen in deze testsystemen (aanwezige verschillen op deze parameters waren altijd langere tijd zichtbaar), geeft dit aan dat ondanks het feit dat effecten niet waargenomen zijn op het zuurstofgehalte en pH het sterk verhoogde EGV mogelijk toch een gevolg kan zijn van effecten op primaire productie.

#### **4.4 Vertaling naar het veld**

In welke dichtheden invasieve rivierkreeften voorkomen in het veld is niet geheel duidelijk. Het feit dat deze soorten pas sinds relatief korte tijd aandacht krijgen heeft tot gevolg dat er nog weinig gegevens openbaar zijn. Samen met het feit dat er zeer verschillende vangstmethoden toegepast worden in de verschillende schattingen maakt dit het lastig om hier helderheid in te verschaffen. Voor de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft is in de Wilnisse Bovenlanden een biomassa van 20,8 kg/ha gevangen, wat met een gemiddeld gewicht van 54 g per kreeft neerkomt op ongeveer 0.04 individuen/m<sup>2</sup> (Van Emmerink & De Laak, 2008). In verschillende onderzoeken naar de rode Amerikaanse rivierkreeft worden dichtheden van 1 exemplaar per twee meter oeverzone (Verdonschot, Van Schaik et al., 2009), aantallen variërend van 0.03 tot 0.4 kreeften/m<sup>2</sup> in verschillende watertypen (Vletter, 2008), tot 2,5 kreeft/m<sup>2</sup> in stadwateren (Van Emmerik, 2010) gevonden. De dichtheden in de huidige studies betroffen voor de enclosures één kreeft per 0,86 m<sup>2</sup> (staat gelijk aan 1,2 kreeft/m<sup>2</sup>) en uitgaande van alleen het bodemoppervlak in de compartimenten 2, 4, 8, 16 of 32 kreeften per 3,2 m<sup>2</sup> (wat gelijk staat aan 0,63; 1,25; 2,5; 5 en 10 kreeften/m<sup>2</sup>).

Omdat in deze studie een mogelijk effect van de dieren op waterplanten en waterkwaliteit onderzocht werd, is er bewust gekozen voor hogere aantallen kreeften per m<sup>2</sup> om zo duidelijk effecten in beeld te krijgen. Echter, vergeleken met de gerapporteerde dichtheden in het veld is het verschil met de in deze studie gebruikte dichtheden erg klein en kunnen de hier waargenomen effecten (tot in ieder geval 2,5 kreeft/m<sup>2</sup> oftewel 8 kreeften per compartiment) in het veld ook verwacht worden. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat geknobbelde en rode Amerikaanse rivierkreeft vergelijkbare effecten hebben op waterplanten en waterkwaliteit (Roessink, Hudina et al., 2009).

De uitgevoerde compartimentstudie toonde aan dat de aanwezigheid van de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft al bij een dichtheid van 0,63 kreeften/m<sup>2</sup> een negatief effect op het voorkomen van waterplanten heeft (*figuur 3.9*) en bij 1,25 kreeften/m<sup>2</sup> het EGV beïnvloed (*figuur 3.6*). Voor een situatie in het veld betekent dit dat de kreeften belangrijke primaire producenten, namelijk de waterplanten, consumeren en vernielen waardoor deze op den duur achteruit gaan en wellicht zelfs zullen verdwijnen. Gedurende dit proces komen extra afvalstoffen en nutriënten in het water vrij (stijgend EGV) en worden er ook nog eens minder nutriënten uit het water door de resterende planten. Dit biedt ruimte voor een andere groep van primaire producenten, namelijk de algen. Verlost van de competitie met waterplanten om voedingsstoffen kunnen algen toenemen (Scheffer, 1998). Het aquatische systeem kan nu omslaan van een heldere waterplantgedomineerde staat naar een troebele algengedomineerde staat (Rodriguez, Bécares et al., 2003). Dit heeft veel gevolgen voor de aquatische levensgemeenschap omdat soorten gebonden zijn aan het voorkomen van waterplanten zullen verdwijnen wanneer de planten er niet meer zijn (Scheffer, 1998; Rodriguez, Bécares et al., 2005). Voor de kreeften heeft dit echter geen nadelige effecten. Doordat ze omnivoor zijn, schakelen ze makkelijk tussen een dierlijk, plantaardig of detritus gebaseerd dieet (Lodge, Kershner et al., 1994; Usio & Townsend, 2002; Dorn & Wojdak, 2004). Mogelijkerwijs profiteren ze zelfs van het troebele water doordat ze nu minder goed waarneembaar zijn voor mogelijke predatoren of dat predatoren, zoals snoek, zich moeilijk in troebel water kunnen handhaven. Op deze manier heeft de aanwezigheid van invasieve rivierkreeften een negatieve impact op het aquatische ecosysteem dat zichzelf alleen maar versterkt.

Wel moet opgemerkt worden dat in de experimenten op de Sinderhoeve de kreeften, bewust, in een voor kreeften, veilige omgeving zaten. De dieren hadden dus alle tijd om te fourageren en hoefde niet te schuilen en vluchten voor predatoren of te concurreren met andere soorten. In het veld is deze situatie naar alle waarschijnlijkheid anders en kan de kreeft minder tijd hebben om te fourageren, dan wel actief de planten te vernielen. Dit zou kunnen betekenen dat in het veld effecten wellicht pas bij een dichtheid hoger dan 1,25 kreeften/m<sup>2</sup> optreden. Echter, dit zal geverifieerd moeten worden in een veldsituatie.

Afsluitend kan geconcludeerd worden dat de aanwezigheid van in ieder geval de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft in veldrelevante dichtheden ook in de Nederlandse situatie negatieve effecten kan hebben op waterplanten en waterkwaliteit en hiermee in potentie heldere waterplantgedomineerde systemen kan laten omslaan naar troebele algengedomineerde systemen.



## 5 Dankwoord

Dit onderzoek beslaat twee semi-veld experimenten waarin heel veel verschillende parameters gemeten zijn en waar, door de aard van deze proeven, zeer veel werk in de voorbereiding en afronding zat. Het uitvoeren van dit soort experimenten is dan ook teamwerk en is door meer handen gedragen dan door die van de auteurs alleen. Graag willen wij als auteurs dan ook iedereen bedanken die een bijdrage geleverd heeft aan het tot stand komen van deze experimenten.

De leden van de begeleidingscommissie bedanken wij voor hun opbouwende commentaar en constructieve meedenken tijdens het hele proces van projectplan tot en met de finale verslaglegging. De begeleidingscommissie bestaat uit Willie van Emmerik (Sportvisserij Nederland), Maarten Bekkers (gemeente Woerden), Bas van der Wal (STOWA), Ronald Gylstra (Waterschap Rivierenland), Bram Koese (Stichting EIS-Nederland), Bart Specken (Waternet) en voorzitter Peter Heuts (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden).

Maar zeker ook de verschillende personen die geassisteerd hebben in het inrichten van de sloten, het oogsten en uitzoeken van de waterplanten en het ook het weer opruimen van de spullen na afloop van de proeven. Partick Rutjes, Eelke Sybren Dijkstra, Matthijs Koole, Renata Fortuin, André Geurts, Harry Boonstra, Marie-Claire Boerwinkel, Mazhar Iqbal Zafar, Andrea Waichman, Rachel Geber-Corrêa, plus alle anderen die direct en indirect geholpen hebben: allemaal enorm bedankt voor jullie inzet.



## 6 Referenties

- Ahern, D., J. England, et al. (2008). "The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK." *Aquatic Invasions* 3(1): 102-104.
- Barbaresi, S. & F. Gherardi (2000). "The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy." *Biological Invasions* 2: 259-264.
- Berry, F. C. & T. Breithaupt (2008). "Development of behavioural and physiological assays to assess discrimination of male and female odours in crayfish, *Pacifastacus leniusculus*." *Behaviour* 145: 1427-1446.
- Breithaupt, T. & P. Eger (2002). "Urine makes the difference: chemical communication in fighting crayfish made visible." *Journal of Experimental Biology* 205(9): 1221-1231.
- Chambers, P. A., J. M. Hanson, et al. (1990). "The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes." *Freshwater Biology* 24(1): 81-91.
- Cruz, M. J., R. Rebelo, et al. (2006). "Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats." *Ecography* 29: 329-338.
- Dorn, N. J. & J. M. Wojdak (2004). "The role of omnivorous crayfish in littoral communities." *Oecologia* 140: 150-159.
- Hamr, P. (2002). *Orconectes. Biology of freshwater crayfish*. D. Holdich. Oxford, Blackwell: 585-608.
- Hanson, J. M., P. A. Chambers, et al. (1990). "Selective foraging by the crayfish *Orconectes virilis* and its impact on macroinvertebrates." *Freshwater Biology* 24: 69-80.
- Hobbs III, H. H., J. P. Jass, et al. (1989). "A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae)." *Crustaceana* 56(3): 299-316.
- Huner, J. V. (2002). *Procambarus. Biology of Freshwater Crayfish*. D. Holdich. Oxford, Blackwell: 541-584.
- Katoh, E., M. Johnson, et al. (2008). "Fighting behaviour and the role of urinary signals in dominance assessment of Norway lobsters, *Nephrops norvegicus*." *Behaviour* 145: 1447-1464.
- Lodge, D. M., M. W. Kershner, et al. (1994). "Effects of an omnivorous crayfish (*Orconectes rusticus*) on a freshwater littoral food web." *Ecology* 75(5): 1265-1281.
- Lodge, D. M., C. A. Taylor, et al. (2000). "Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: Lessons from Europe." *Fisheries* 25(8): 7-20.
- Rodriguez, C. F., E. Bécares, et al. (2003). "Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*)." *Hydrobiologia* 506-509: 421-426.
- Rodriguez, C. F., E. Bécares, et al. (2005). "Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish." *Biological Invasions* 7: 75-85.
- Roessink, I., S. Hudina, et al. (2009). Literatuurstudie naar de biologie, impact en mogelijke bestrijding van twee invasieve soorten: de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) en de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Orconectes virilis*). Wageningen, Alterra 1923: 64.
- Rudnick, D. & V. H. Resh (2005). "Stable isotopes, mesocosms and gut content analysis demonstrate trophic differences in two invasive decapod crustacea." *Freshwater Biology* 50: 1323-1336.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. London-Weinheim-New York-Tokyo-Melbourne-Madras, Chapman & Hall.
- Simon, J. L. & P. A. Moore (2007). "Male-female communication in the crayfish *Orconectes rusticus*: The use of urinary signals in reproductive and non-reproductive pairings." *Ethology* 113(8): 740-754.

- Soes, D. M. & R. Van Eekelen (2006). "Rivierkreeften, een oprukkend probleem?" De Levende Natuur 107(2): 56-59.
- Usio, N. & C. R. Townsend (2002). "Functional significance of crayfish in stream food webs: roles of omnivory, substrate heterogeneity and sex." Oikos 98: 512-522.
- Van der Meulen, M., J. Vos, et al. (2009). "Effecten van exotische rivierkreeften op de KRW-maatlatscores." H2O 14/15: 41-43.
- Van Emmerik, W. A. M. (2010). Oriënterend onderzoek exotische rivierkreeften stadswateren Gouda. Bilthoven, Sportvisserij Nederland: 48.
- Van Emmerink, W. A. M. & G. A. J. De Laak (2008). Oriënterend onderzoek exotische rivierkreeften Wilnis Bovenlanden, Polder Groot-Wilnis-Vinkeveen. Bilthoven, Sportvisserij Nederland: 40.
- Verdonschot, R., H. Van Schaik, et al. (2009). "Effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft op de vegetatie en macrofauna van sloten." H2O 20: 36-38.
- Vletter, W. (2008). Habitat characteristics of the Red Swamp Crayfish, *Procambarus clarkii*, in central Holland and possible damage to aquatic macrophyte species. Leiden, The Netherlands, Leiden University. MSc: 14.

## **7 Bijlagen**

Bijlage 1: Enclosure studie - statistiek kreeften

Karakterisering kreeften - start

p-waarde		Schaar			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Carapax	Controle				
	P. clarkii			,587	,055
	O. virilis		,829		,545
	O. virilis + voer		,192	,596	

p-waarde		Volume			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Gewicht	Controle				
	P. clarkii			,521	,872
	O. virilis		,741		,837
	O. virilis + voer		,946	,871	

Karakterisering kreeften - eind

p-waarde		Volume			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Gewicht	Controle				
	P. clarkii			,463	,819
	O. virilis		,717		,124
	O. virilis + voer		,269	,826	

Verskil kreeften start - eind

p-waarde		Volume			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Gewicht	Controle				
	P. clarkii		,431		
	O. virilis			,280	
	O. virilis + voer				,010

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bijlage 2: Enclosure studie - statistiek waterkwaliteitsparameters

pH

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,995	,990	1,000
	P. clarkii	,941		1,000	1,000
	O. virilis	1,000	,971		,999
	O. virilis + voer	1,000	,880	1,000	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		1,000	,995	1,000
	P. clarkii	1,000		,989	1,000
	O. virilis	,960	,970		,999
	O. virilis + voer	1,000	1,000	,963	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		1,000	1,000	,667
	P. clarkii	,999		1,000	,996
	O. virilis	,792	,984		,741
	O. virilis + voer	,808	,987	1,000	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		1,000	,395	,298
	P. clarkii	,989		,204	,274
	O. virilis	,972	1,000		,840
	O. virilis + voer	1,000	,903	,762	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

zuurstofgehalte

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		1,000	,985	,999
	P. clarkii	,646		,966	,997
	O. virilis	,610	,177		1,000
	O. virilis + voer	,214	,048	,900	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		,982	,980	1,000
	P. clarkii	,973		,827	,979
	O. virilis	1,000	,998		,992
	O. virilis + voer	,994	1,000	1,000	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		1,000	,998	,986
	P. clarkii	1,000		1,000	,998
	O. virilis	1,000	1,000		,999
	O. virilis + voer	1,000	1,000	1,000	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		1,000	1,000	,990
	P. clarkii	,950		1,000	,984
	O. virilis	,960	1,000		,998
	O. virilis + voer	,974	,399	,482	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.



## EGV

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,954	,895	1,000
	P. clarkii	,998		,661	,824
	O. virilis	,491	,677		,853
	O. virilis + voer	,274	,589	,987	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		,987	,525	,186
	P. clarkii	,981		,988	1,000
	O. virilis	,979	1,000		,961
	O. virilis + voer	,658	,995	,914	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		,433	,120	,000
	P. clarkii	1,000		,891	,019
	O. virilis	1,000	1,000		,083
	O. virilis + voer	,997	,995	,999	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		,956	,237	,000
	P. clarkii	1,000		,560	,003
	O. virilis	,973	,974		,085
	O. virilis + voer	,007	,021	,075	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Turbiditeit

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,949	1,000	,984
	P. clarkii	1,000		,811	1,000
	O. virilis	,966	,981		,969
	O. virilis + voer	1,000	1,000	,989	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		,882	,902	,954
	P. clarkii	,987		,999	1,000
	O. virilis	,694	,905		,994
	O. virilis + voer	,183	,707	1,000	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		,979	,222	,176
	P. clarkii	,975		,542	,319
	O. virilis	1,000	,845		,985
	O. virilis + voer	,359	,014	,031	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		,995	,936	,311
	P. clarkii	,980		1,000	,774
	O. virilis	1,000	,996		,445
	O. virilis + voer	,001	,011	,012	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bijlage 3: Enclosure studie - statistiek waterplanten

Waterplant – eindbiomassa (alle 24 enclosures)

p-waarde		Chara sp.			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Ceratophyllum demersum	Controle		,611	,638	,994
	P. clarkii	1,000		,174	,563
	O. virilis	,764	,859		,842
	O. virilis + voer	,819	,958	,991	

Waterplant – eindbiomassa (alle 24 enclosures)

p-waarde		Elodea nuttallii			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Myriophyllum spicatum	Controle		,931	,860	,300
	P. clarkii	,990		,980	,891
	O. virilis	,631	,857		1,000
	O. virilis + voer	,998	,999	,796	

Waterplant – eindbiomassa (alle 24 enclosures)

p-waarde		Totaal			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
	Controle		1,000	,799	,663
	P. clarkii			,770	,658
	O. virilis				,995
	O. virilis + voer				

Waterplant – eindbiomassa vs startbiomassa

p-waarde		
		Start
		Eind
	Start <sup>1</sup>	,019
	Eind	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

<sup>1</sup> Hier werden vier plotjes van 50 bij 50 cm (=2500 cm<sup>2</sup>) geoogst waarna deze hoeveelheid teruggerekend werd naar de oppervlakte van een enclosure (= 0,86 m<sup>2</sup>)

Waterplant – eindbiomassa (alleen 20 enclosures met levende kreeften)

p-waarde	Chara sp.				
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Ceratophyllum demersum	Controle		,559	,595	,793
	P. clarkii	,946		,179	,261
	O. virilis	,423	,785		,981
	O. virilis + voer	,671	,957	,964	

Waterplant – eindbiomassa (alleen 20 enclosures met levende kreeften)

p-waarde	Elodea nuttallii				
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Myriophyllum spicatum	Controle		,961	,285	,640
	P. clarkii	1,000		,613	,931
	O. virilis	,559	,949		,903
	O. virilis + voer	1,000	1,000	,701	

Waterplant – eindbiomassa (alleen 20 enclosures met levende kreeften)

p-waarde	Totaal				
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
	Controle		,987	,188	,539
	P. clarkii			,190	,494
	O. virilis				,862
	O. virilis + voer				

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bedekkingsgraad – *Chara* sp.

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,922	,922	,922
	P. clarkii	1,000		-	-
	O. virilis	,838	,979		-
	O. virilis + voer	,959	,996	,999	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		,999	,675	,887
	P. clarkii	1,000		,806	,949
	O. virilis	,838	,979		,984
	O. virilis + voer	,959	,996	,999	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		-	-	-
	P. clarkii	,922		-	-
	O. virilis	,922	-		-
	O. virilis + voer	,922	-	-	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		-	-	-
	P. clarkii	-		-	-
	O. virilis	-	-		-
	O. virilis + voer	-	-	-	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bedekkingsgraad – *Ceratophyllum demersum*

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,735	,877	,999
	P. clarkii	,976		1,000	,873
	O. virilis	1,000	,940		,960
	O. virilis + voer	,446	,747	,436	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		1,000	1,000	,306
	P. clarkii	,891		1,000	,411
	O. virilis	,963	1,000		,411
	O. virilis + voer	1,000	,873	,960	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		,950	,344	,064
	P. clarkii	,999		,730	,265
	O. virilis	,497	,984		,831
	O. virilis + voer	,042	,799	,874	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		,999	,448	,448
	P. clarkii	,656		,785	,785
	O. virilis	,991	,581		-
	O. virilis + voer	,612	1,000	,542	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bedekkingsgraad – *Myriophyllum spicatum*

p-waarde		Dag 0			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 2	Controle		,820	,537	,684
	P. clarkii	-		,972	,996
	O. virilis	-	-		,996
	O. virilis + voer	-	-	-	

p-waarde		Dag 4			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 7	Controle		-	-	-
	P. clarkii	,820		-	-
	O. virilis	,537	,972		-
	O. virilis + voer	,684	,996	,996	

p-waarde		Dag 15			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 22	Controle		,566	,566	,930
	P. clarkii	,692		1,000	,923
	O. virilis	,754	1,000		,923
	O. virilis + voer	,999	,833	,862	

p-waarde		Dag 29			
		Controle	P. clarkii	O. virilis	O. virilis + voer
Dag 35	Controle		1,000	,671	1,000
	P. clarkii	-		,949	,998
	O. virilis	-	-		,726
	O. virilis + voer	-	-	-	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.

Bedekkingsgraad – Drijvende scheuten

p-waarde		Dag 0			O. virilis + voer
		Controle	P. clarkii	O. virilis	
Dag 2	Controle		-	-	-
	P. clarkii	,541		-	-
	O. virilis	,633	,996		-
	O. virilis + voer	,615	1,000	,994	

p-waarde		Dag 4			O. virilis + voer
		Controle	P. clarkii	O. virilis	
Dag 7	Controle		,705	,555	,001
	P. clarkii	1,000		,996	,019
	O. virilis	,633	,700		,031
	O. virilis + voer	,793	,853	,995	

p-waarde		Dag 15			O. virilis + voer
		Controle	P. clarkii	O. virilis	
Dag 22	Controle		1,000	,891	,124
	P. clarkii	,475		,947	,231
	O. virilis	,322	,994		,496
	O. virilis + voer	,047	,635	,783	

p-waarde		Dag 29			O. virilis + voer
		Controle	P. clarkii	O. virilis	
Dag 35	Controle		,539	,741	,029
	P. clarkii	,736		,990	,457
	O. virilis	,995	,911		,304
	O. virilis + voer	,093	,599	,139	

Bij een p-waarde lager dan 0,05 werd er een statistisch significant verschil gevonden.



Bijlage 4: Enclosure studie – Test systemen tijdens de experimentele periode

Datum: 17-07-2009

Dag: 15



Enclosure 1: controle



Enclosure 4: controle



Enclosure 7: controle



Enclosure 9: controle



Enclosure 12: controle



Enclosure 14: controle



Enclosure 17: controle



Enclosure 21: controle



Enclosure 25: controle

Datum: 17-07-2009

Dag: 15



Enclosure 2: *P. clarkii*



Enclosure 6: *P. clarkii*



Enclosure 13: *P. clarkii*



Enclosure 18: *P. clarkii*



Enclosure 23: *P. clarkii*



Enclosure 3: *O. virilis*



Enclosure 11: *O. virilis*



Enclosure 15: *O. virilis*



Enclosure 19: *O. virilis*



Enclosure 22: *O. virilis*

Datum: 17-07-2009  
Dag: 15



Enclosure 5: *O. virilis* + voer



Enclosure 8: *O. virilis* + voer



Enclosure 16: *O. virilis* + voer



Enclosure 20: *O. virilis* + voer



Enclosure 24: *O. virilis* + voer

Datum: 17-07-2009  
Dag: 15



Enclosure 1: controle



Enclosure 4: controle



Enclosure 7: controle



Enclosure 9: controle



Enclosure 12: controle



Enclosure 14: controle



Enclosure 17: controle



Enclosure 21: controle



Enclosure 25: controle

Datum: 17-07-2009

Dag: 15



Enclosure 2: *P. clarkii*



Enclosure 6: *P. clarkii*



Enclosure 13: *P. clarkii*



Enclosure 18: *P. clarkii*



Enclosure 23: *P. clarkii*



Enclosure 3: *O. virilis*



Enclosure 11: *O. virilis*



Enclosure 15: *O. virilis*



Enclosure 19: *O. virilis*



Enclosure 22: *O. virilis*

Datum: 17-07-2009  
Dag: 15



Enclosure 5: *O. virilis* + voer



Enclosure 8: *O. virilis* + voer



Enclosure 16: *O. virilis* + voer



Enclosure 20: *O. virilis* + voer



Enclosure 24: *O. virilis* + voer

Bijlage 5: Compartiment studie – resultaten statistiek waterkwaliteitsparameters

In de tabellen staan de al dan niet gevonden statistische verschillen weergegeven per behandeling van de paratemters pH, zuurstof, EGV, temperatuur en turbiditeit. Indien in de Williams test een significante afwijking ( $p < 0.05$ ) van de controles werd gevonden, is dit aangegeven middels ■. Indien geen afwijking werd gevonden is dit weergegeven met ■.

pH

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Zuurstofgehalte

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

EGV

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Temperatuur

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Turbiditeit

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Bijlage 6: Compartiment studie – resultaten statistiek waterplantbedekkingsgraad

In de tabellen staan de al dan niet gevonden statistische verschillen weergegeven per behandeling van de paratemters pH, zuurstof, EGV, temperatuur en turbiditeit. Indien in de Williams test een significante afwijking ( $p < 0.05$ ) van de controles werd gevonden, is dit aangegeven middels ■. Indien geen afwijking werd gevonden is dit weergegeven met ■.

Gekozen is om in de onderstaande tabellen om de waarden achterwege te laten. Voornaamste reden hiervoor is dat met deze waarden nog wordt gerekend en de resultaten in een later stadium worden gepresenteerd in een wetenschappelijk artikel.

Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*)

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Waterpest (*Elodea nuttallii*)

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Kranswier (*Chara* sp.)

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						

Losgeknipt pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*)

datum	dag	controle	2 kreeften	4 kreeften	8 kreeften	16 kreeften	32 kreeften
31-7-2009	7						
6-8-2009	14						
14-8-2009	21						
21-8-2009	28						
28-8-2009	35						
4-9-2009	42						



Waterplant – eindbiomassa vs startbiomassa

p-waarde		Start		
		Ondergedoken	Pijlkruid	Totaal
Eind	Ondergedoken	,115		
	Pijlkruid		,411	
	totaal			,108

Bijlage 7: Compartment studie – Test systemen tijdens de experimentele periode

Datum: 31-07-2009

Dag: 7



Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



Compartment 10: 4 kreeften



Compartment 17: 4 kreeften

Datum: 31-07-2009

Dag: 7



Compartiment 3: 8 kreeften



Compartiment 7: 8 kreeften



Compartiment 13: 8 kreeften



Compartiment 6: 16 kreeften



Compartiment 9: 16 kreeften



Compartiment 15: 16 kreeften



Compartiment 4: 32 kreeften



Compartiment 8: 32 kreeften



Compartiment 14: 32 kreeften

Datum: 06-08-2009

Dag: 14



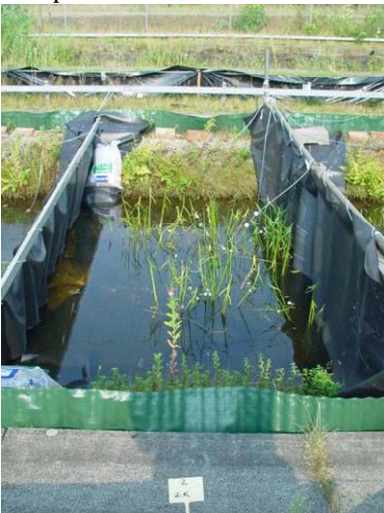
Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



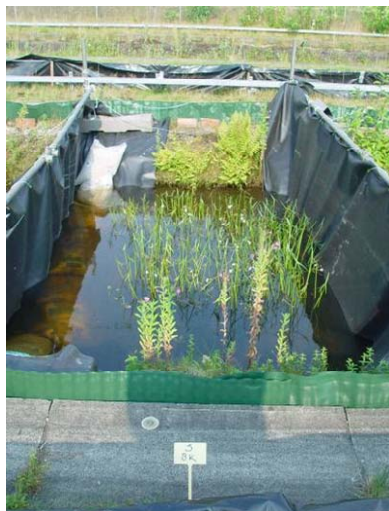
Compartment 10: 4 kreeften



Compartment 17: 4 kreeften

Datum: 06-08-2009

Dag: 14



Compartment 3: 8 kreeften



Compartment 7: 8 kreeften



Compartment 13: 8 kreeften



Compartment 6: 16 kreeften



Compartment 9: 16 kreeften



Compartment 15: 16 kreeften



Compartment 4: 32 kreeften



Compartment 8: 32 kreeften



Compartment 14: 32 kreeften

Datum: 14-08-2009

Dag: 21



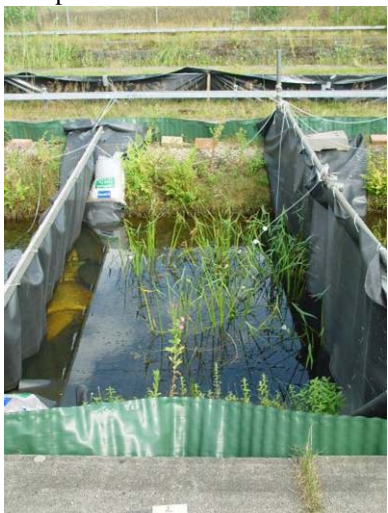
Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



Compartment 10: 4 kreeften



Compartment 17: 4 kreeften

Datum: 14-08-2009

Dag: 21



Compartment 3: 8 kreeften



Compartment 7: 8 kreeften



Compartment 13: 8 kreeften



Compartment 6: 16 kreeften



Compartment 9: 16 kreeften



Compartment 15: 16 kreeften



Compartment 4: 32 kreeften



Compartment 8: 32 kreeften



Compartment 14: 32 kreeften

Datum: 21-08-2009

Dag: 28



Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



Compartment 10: 4 kreeften



Compartment 17: 4 kreeften



Datum: 21-08-2009  
Dag: 28



Compartment 3: 8 kreeften



Compartment 7: 8 kreeften



Compartment 13: 8 kreeften



Compartment 6: 16 kreeften



Compartment 9: 16 kreeften



Compartment 15: 16 kreeften



Compartment 4: 32 kreeften



Compartment 8: 32 kreeften



Compartment 14: 32 kreeften

Datum: 28-08-2009

Dag: 35



Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



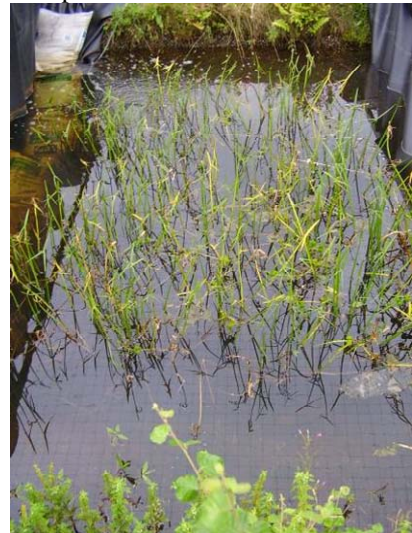
Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



Compartment 10: 4 kreeften



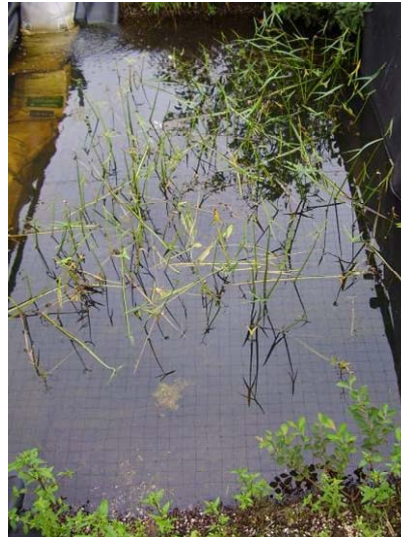
Compartment 17: 4 kreeften

Datum: 28-08-2009

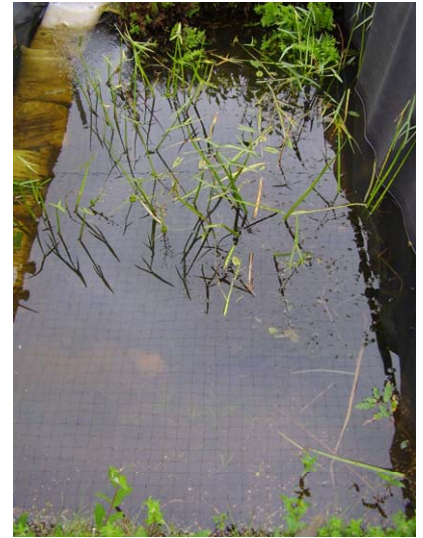
Dag: 35



Compartment 3: 8 kreeften



Compartment 7: 8 kreeften



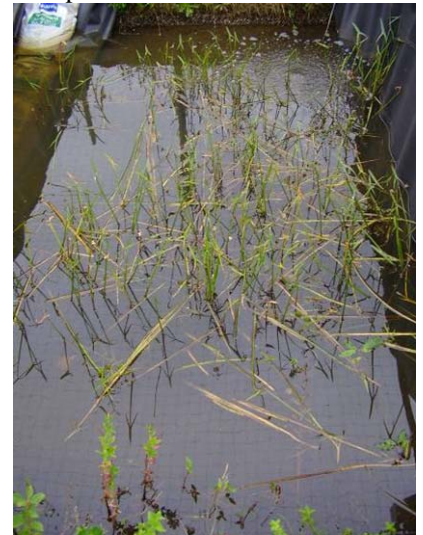
Compartment 13: 8 kreeften



Compartment 6: 16 kreeften



Compartment 9: 16 kreeften



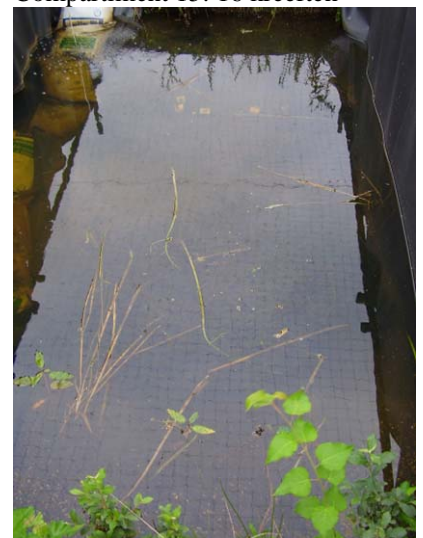
Compartment 15: 16 kreeften



Compartment 4: 32 kreeften



Compartment 8: 32 kreeften



Compartment 14: 32 kreeften

Datum: 04-09-2009

Dag: 42



Compartment 1: controle



Compartment 11: controle



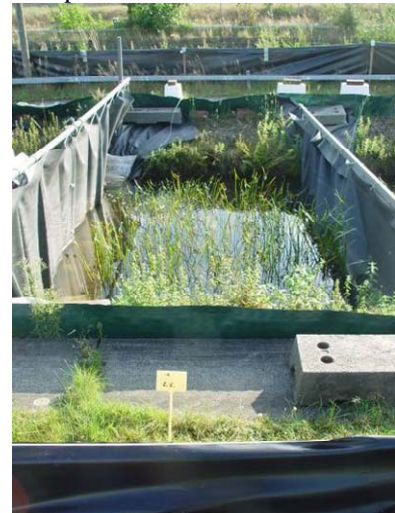
Compartment 18: controle



Compartment 2: 2 kreeften



Compartment 12: 2 kreeften



Compartment 16: 2 kreeften



Compartment 5: 4 kreeften



Compartment 10: 4 kreeften



Compartment 17: 4 kreeften

Datum: 04-09-2009

Dag: 42



Compartment 3: 8 kreeften



Compartment 7: 8 kreeften



Compartment 13: 8 kreeften



Compartment 6: 16 kreeften



Compartment 9: 16 kreeften



Compartment 15: 16 kreeften



Compartment 4: 32 kreeften

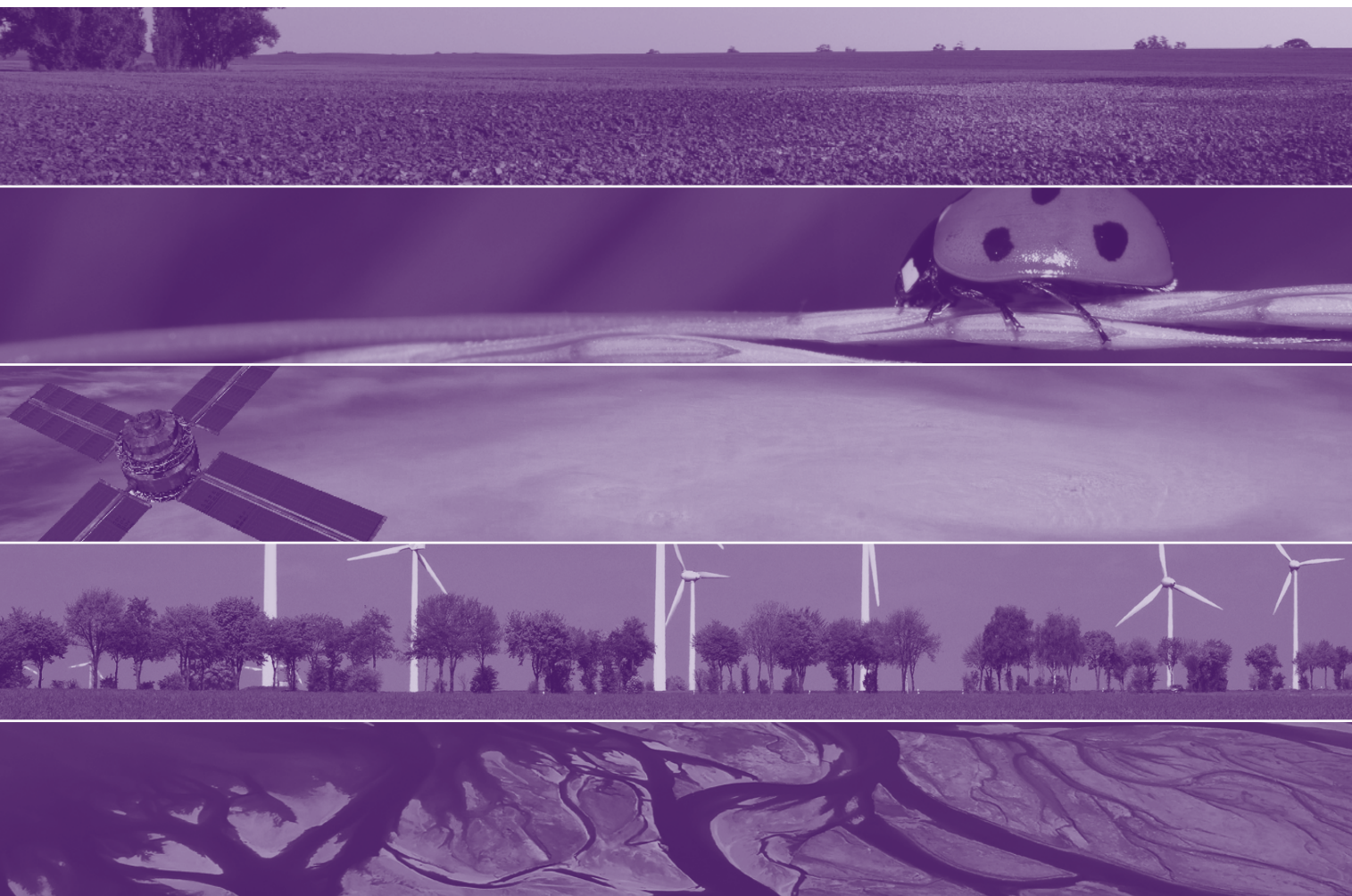


Compartment 8: 32 kreeften



Compartment 14: 32 kreeften





Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: [www.alterra.wur.nl](http://www.alterra.wur.nl)