

Vegetatieontwikkelingen na maaien van watergangen

Oktober, 2017

Student
Begeleider

T.W.D. Schrader
J. P. M. Lenssen¹
dr. ir. E. T. H. M. Peeters²

¹Kennis & Advies, Waterschap Rijn & IJssel, Doetinchem

²Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit en
Researchcentrum, Wageningen



Voorwoord

Dit verslag is geschreven naar aanleiding van het onderzoek dat ik heb uitgevoerd ten tijde van mijn stage bij Waterschap Rijn & IJssel. Dit onderzoek is uitgevoerd tussen april en september 2017.

Allereerst wil ik John Lenssen, mijn stagebegeleider bij Waterschap Rijn en IJssel, hartelijk bedanken voor de dagelijkse begeleiding die ik heb mogen ontvangen. Naast de nauwe samenwerking aan dit onderzoek, met de opbouwende kritiek en feedback, kreeg ik ook alle ruimte om bij andere afdelingen van het waterschap in de keuken te kunnen kijken. Ook wil ik Waterschap Rijn & IJssel nog graag bedanken voor de leuke en interessante stage-opdracht. Daarnaast wil ik nog mijn dank uitspreken naar Edwin Lenssen, mijn begeleider vanuit Wageningen Universiteit, voor zijn hulp bij de zoektocht naar een mooie stage en zijn feedback op het verslag. Tenslotte wil ik mijn mede-stagiair Ralf Linneman nog bedanken voor de samenwerking en de interessante veldwerkdagen en excursies.

Inhoudsopgave

Voorwoord	1
Lijst met gebruikte symbolen.....	4
1. Introductie.....	5
2. Materiaal en methode	7
2.1 Locatie	7
2.1.1 Onderzoeksgebied	7
2.1.2 Proefplots	7
2.1.3 Maaibeheer	10
2.2 Vegetatiegroei meten	12
2.2.1 Volumepercentage meten.....	12
2.2.2 Relatie begroeiing en biomassa.....	13
2.3 Groeicurve fitten.....	13
2.4 Statistische analyse	16
3. Resultaten.....	17
3.1 Begroeiing en biomassa	17
3.2 Voor en na maaien	18
3.3 Moment van maaien: de Sterrenkroosproef	21
4. Discussie	23
5. Conclusie en aanbevelingen.....	25
6. Referenties	26
Bijlagen	28
Bijlage 1 Onderzoekspots coördinaten.....	28
Bijlage 2 R script voor analyses.....	29
Bijlage 3 Vegetatieopnamen	30

Lijst met gebruikte symbolen

Symbool	Eenheid	Beschrijving
$N_{(t)}$	%	Begroeiing op tijdstip t
$N_{(0)}$	%	Initiële begroeiing
K	%	Maximale begroeiing
r	dag^{-1}	Groeisnelheid
t	dag	Tijd
y_t	%	Gemeten waarde op tijdstip t
$\bar{y}$	%	Gemiddelde waarde uit reeks y_t
$\hat{\mu}_t$	%	Gefitte waarde op tijdstip t
n	-	Steekproefgrootte
se	-	Standaardfout

1. Introductie

Water- en oevervegetatie brengen waterbeheerders in een lastig parket. Waterschappen proberen steeds meer de balans te vinden tussen de kerntaken in waterafvoer en de verantwoordelijkheden voor de flora en fauna. Vanuit de ecologie probeert men vegetatie te laten staan om structuren onder water aan te brengen voor paaiplekken voor vis en amfibieën (Mortensen, 1977; Marshall & Westlake, 1978; Strijbosch, 1979) en toevluchtsoorten voor macrofauna en zoöplankton (Beltman, 1987; Lancaster, 1993; Sagrario & Balseiro, 2010). Puur vanuit waterafvoerogpunt kijkend is elke plant onwenselijk, vanwege de opstuwende werking die watervegetatie heeft (Bal et al., 2011a). Waterbeheerders zoeken daarom naar een balans tussen ecologische kwaliteit en waterveiligheid.

Vanwege wettelijke verplichtingen moeten waterschappen al minimaal 25% van de vegetatie laten staan bij hun maaibeurten (Logeman & Kleijberg, 2005), maar in de praktijk wordt dit echter niet altijd behaald. Soms is er simpelweg te weinig ruimte om piekafvoeren te verwerken, waardoor de volledige watergang kaal moet zijn om inundatie te voorkomen. Soms zijn waterbeheerders angstig dat watervegetatie veel sneller zal terug groeien door achtergebleven planten. In beide gevallen kunnen waterbeheerders er dan voor kiezen om een watergang, ondanks de wettelijke verplichtingen, toch kaal te maaien. Om waterbeheerders te laten rekenen aan opstuwings door hydraulische weerstand zijn er meerdere modellen opgesteld. Wat goed werkt in ongestuwde watergangen is een combinatie van MaaiBOS (Maai BeslissingsOndersteunend Systeem) (Waterschap De Dommel 2014) en het Dottermodel (Deltares 2017). Met behulp van constante metingen aan debiet en peil kan een tijd-specifieke weerstand berekend worden. Aan de hand van deze berekeningen kunnen waterbeheerders beslissen wanneer, waar en hoe veel te maaien. Het nadeel aan deze methode is dat het specifiek is per watergang en per tijdstip, terwijl plaatsing van constante debiet- en peilmeters in alle watergangen onbetaalbaar is. Het is moeilijk watergangen te vergelijken, dus MaaiBOS is niet te gebruiken wanneer er geen constante metingen van debiet en peil aanwezig zijn. In de zomerperiode worden vele watergangen vrijwel afvoerloos, in deze periode kan dus ook geen weerstand berekend worden. Daarnaast is het moeilijk om een planning te maken in de toekomst. Onderhoudspersoneel kan onmogelijk al het maaiwerk in enkele weken voltooien, dus moet er een logistieke haalbare planning te volgen zijn.

Een ander model is dat van Pitlo & Griffioen (1991), waarmee de opstuwings berekend kan worden met behulp van debiet en door vegetatie veroorzaakte hydraulische weerstand. In dit model kan gerekend worden aan hoeveel van het natte profiel vrij moet zijn van vegetatie, om bij bepaalde piekdebieten een goede afvoer te garanderen. Er kan gekozen worden voor verschillende maaistrategieën, bijvoorbeeld het niet maaien van zijde van de watergang of het maaien van alleen het middelste deel van de watergang om een stroombaan te creëren. De hydraulische weerstand die waterplanten veroorzaken verschilt tussen gemeenschappen, tussen soorten en soms zelfs tussen groeivormen binnen een soort (Bal et al., 2011b).

Ondergedoken soorten met dichte structuren als Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) levert wat dat betreft veel meer weerstand op dan soorten met voornamelijk drijfbladen als Watergentiaan (*Nymphoides peltata*) of emergente waterplanten als riet (*Phragmites australis*). Van soorten als Smalle waterpest, maar ook Sterrenkroos (*Callitriche sp.*) is bekend dat deze flink kunnen gaan woekeren en echte proppen kunnen vormen in een watergang. Momenteel kan er alleen nog gerekend worden met vegetatie als constante begroeiing en weerstand, maar dit zou natuurlijk een dynamische factor moeten zijn. Door groeicurves toe te voegen aan het model kan een voorspelling gedaan worden waar, wanneer en hoe veel vegetatie er gemaaid moet worden. Deze groeicurves kunnen dan nog verschillen tussen watergangen, tijdstip en vegetatietype. Met deze nieuwe tools pogen waterbeheerders inzichten te krijgen in de werkelijke weerstand van watervegetatie in de watergang en het maaibeheer meer maatwerk, in termen van ongemoeide vegetatie, te laten worden.

Het dynamische model met groeicurves heeft nog wel wat onzekerheden. Zo is nog niet bekend hoe de groeicurve eruit komt te zien en of de parameters die de groeicurve bepalen verschillen voor en na maaïen. Natuurlijk zijn er al abiotische verschillen tussen voor en na maaïen. Er is variatie in daglengte en de watertemperatuur is hoogzomer hoger dan in het voorjaar. Er zijn slechts enkele wetenschappelijke artikelen te vinden over hoe gemaaide vegetatie zich ontwikkelt na mechanisch maaïen en wat de invloed van de hoeveelheid ongemoeide vegetatie of het tijdstip van maaïen is op de groeicurve na maaïen (Baatrup-Pedersen & Riis, 2004; Bal et al., 2006; Bosch et al., 2009; Painter 1988; Sabbatini & Murphy 1996). In een relatief kleine studie werd in Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) gevonden dat bij maaïen in mei/juni de gemaaide vegetatie uiteindelijk vergelijkbare hoeveelheden biomassa bereikte als ongemoeide vegetatie (Bal et al., 2006). Maaïen later in het groeiseizoen (juli/augustus) had een significant negatief effect op de accumulatie van biomassa van gemaaide vegetatie (Bal et al., 2006). Een onderzoek op langere termijn met Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) in een Canadees meer liet zien dat bij een maairegime van tweemaal per jaar (juni en september) de groeicurve ongeveer gelijk blijft, maar dat de uiteindelijke biomassa per vierkante meter lager is (Painter 1988). De twee laatste onderzoeken vonden plaats in stilstaand waterlichamen. Artikelen over vegetatieontwikkelingen in stromende watergangen zijn vrijwel absent. Het dynamische model van Pitlo en Griffioen moet dus nog echte data gevoerd worden en dan nog is de vraag hoe de component vegetatie exact ingepast moet worden. Dit onderzoek is erop gericht om de eerste groeicurves te fitten, waarmee het model een dynamische component zal krijgen. Aangezien verondersteld werd dat het maaibeheer zeker enig invloed op de groeicurves kan hebben, wordt ook gekwantificeerd hoe groot de invloed is van beperkt maaïen ten opzichte van kaal maaïen. In een parallelle, meer experimentele, studie werd gekeken naar welke invloed het moment van maaïen heeft op de hergroei van vegetatie.

Dit brengt ons bij de centrale vraagstelling; Welke invloed heeft het maaïen van vegetatie op de hergroei van watervegetatie in laaglandbeken ten opzichte van het normale groeiseizoen?

Deze vraagstelling werd aangepakt door twee verschillende proeven; de proef *Stroombaanmaaien* en de proef *Sterrenkroos*. Aan de hand van bedekking- en hoogtebepaling werd elke week de begroeiing bepaald. De proef *Stroombaanmaaien* keek naar de invloed van stroombaanmaaien (laten staan van vegetatie aan de zijanten en alleen een middelste stroombaan wegmaaien) op de vegetatieontwikkelingen voor en na maaien. Parallel aan de proef *Stroombaanmaaien* keek de proef *Sterrenkroos* naar de invloed van het moment van maaien (vroeg – normaal – laat) op de hergroei van specifiek *Sterrenkroos* na maaien.

2. Materiaal en methode

2.1 Locatie

2.1.1 Onderzoeksgebied

De proef *Stroombaanmaaien* vond plaats in twee watergangen; de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal. In beide watergangen werd in het maaibeheer afgeweken van het normale stramien, door meer vegetatie te laten staan per maaironde. Deze watergangen zijn uitgekozen omdat deze voldoende lang zijn en weinig bochten bevatten, aangezien bochten zelf zorgen namelijk ook voor opstuwing, waardoor de relatie tussen afvoer en opstuwing minder goed is toe te schrijven aan hydraulische weerstand veroorzaakt door vegetatiegroei. In het Zuidelijk afwateringskanaal is een traject van 2,8 km beschikbaar voor dit onderzoek. De vegetatie bestaat voornamelijk uit een paar dominante soorten als Smalle waterpest afgewisseld met Stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*) en Gele plomp (*Nuphar lutea*). In de Eefse beek is het traject stroombaanmaaien 3,75 km lang. Hier is de vegetatiegemeenschap wat veelzijdiger, met hoofdzakelijk Stomphoekig sterrenkroos, Pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*), Stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*), Gele plomp en Kleine egelskop (*Sparganium emersum*). Direct stroomopwaarts van de stroombaantrajecten lagen in beide watergangen controletrajecten. De keuze voor stroomopwaartse controletrajecten komt voort uit de wens om op langere termijn macrofauna te monitoren. In het geval van stroomafwaartse controletrajecten kan de behandeling een grote invloed hebben op de resultaten in de controletrajecten. In deze controletrajecten, die grofweg 150 m lang waren, is volgens normaal stramien (bijna kaal) gemaaid. Om de invloed van de behandelingen te testen kunnen de plots uit de stroombaantrajecten met de controletrajecten vergeleken worden.

De proef *sterrenkroos* vond plaats in de Afwatering van Herkel en in de Molenbeek. Deze watergangen zijn uitgekozen omdat ze beiden vol stonden (>80% begroeiing) met dichte vegetatiestructuren. In beide watergangen was vrijwel alleen Stomphoekig sterrenkroos aanwezig.

2.1.2 Proefplots

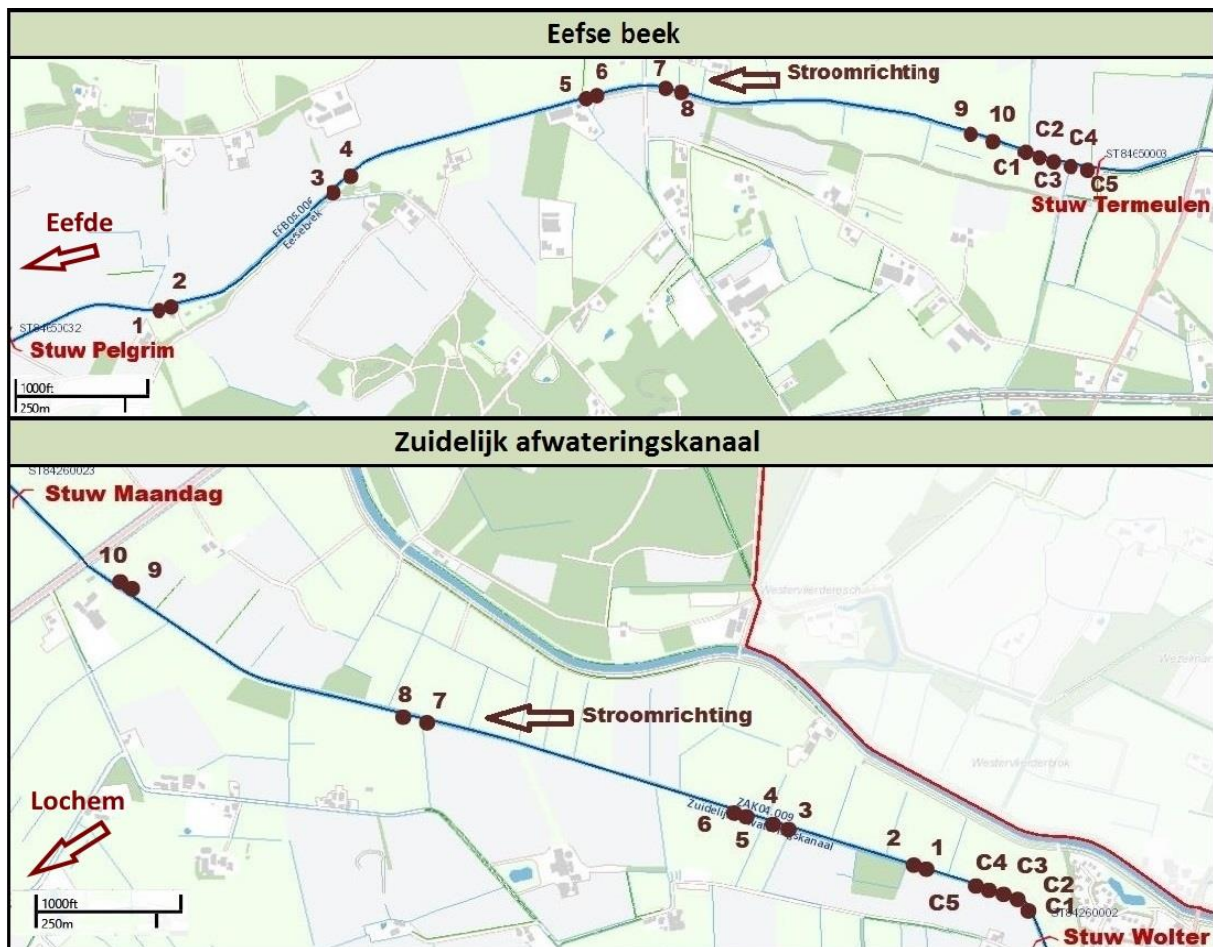
Voor de proef *Stroombaanmaaien* werden in de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal 15 plots (10 proefplots + 5 controleplots) gemonitord (figuur 2 & tabel 9). In deze plots werd

vegetatiebegroeiing gemonitord van 26 april tot 21 augustus. De plots werden gekozen middels een aselect gestratificeerde aanpak, waarin gestratificeerd werd op plantensoort. Het was van belang dat er gekeken werd naar waterplanten die een flinke hydraulische weerstand oproepen en niet naar waterplanten die weinig tot geen problemen opleveren voor waterafvoer, zoals Gele plomp (*Nuphar lutea*) of Watergentiaan. Om deze reden waren er plots aangewezen die vegetatiesoorten bevatten die vrij dichte structuren kunnen veroorzaken in de volledige waterkolom, in het specifiek Stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*) en Smalle waterpest (*Elodea nutalli*). Tussen de proefplots werd een minimale afstand van 30 m gehanteerd, om er voor te zorgen dat vegetatiegroei in het ene plot niet een invloed kon uitoefenen in een ander plot. Vanwege het hoge aantal plots en de hoge frequentie van herhaalde metingen werd ook een afweging gemaakt in bereikbaarheid van de plots, waarin werd gekozen voor plots die minder dan 300 m van de openbare weg



Figuur 1 - Voorbeeld van plot met dichte structuren van Stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*). Deze opname is van Eefse beek controle 2, genomen op 23/05/2017. De begroeiing was 57 volumeprocent.

verwijderd waren. De vegetatiestructuur over de gehele watergang werd van tevoren visueel geïnspecteerd en verschilde niet in vegetatiestructuur en bedekking van de gekozen plots.



Figuur 2 - Locaties van de proef Stroombaanmaaien in de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal. Er zijn 10 proefplots aangewezen en 5 controleplots, welke te herkennen zijn aan de code 'C'. De locaties corresponderen met de coördinaten genoemd in tabel 9.

Voor de proef Sterrenkroos werden in de Afwatering van Herkel en de Molenbeek 9 plots gemonitord. Tussen deze plots was de onderlinge minimale afstand 5 m. Een grotere afstand tussen de plots was wenselijk geweest, maar er was slechts een beperkt traject beschikbaar in de watergangen. Aselect werden deze 9 plots verdeeld over 3 behandelingen; vroeg, normaal of laat maaien. De plots werden gemonitord van 29 mei tot 22 augustus, door wekelijks foto's te maken en hoogtegroei te bepalen. Per plot werd de hergroei binnen een oppervlak van 2 x 1 m gemonitord.

Tabel 1 - Abiotische metingen in alle watergangen. De codes staan voor EEF = Eefse beek, ZAK = Zuidelijk afwateringskanaal en C = Controle. % Organische stof werd gesampled op 22/8/17. EGV, troebelheid, pH en chlorofyl-gehalte werden gesampled op 13/7/17.

Variabele	EEF	EEF C	ZAK	ZAK C	Afw. v. Herkel	Molenbeek
Waterbreedte (m)	10	10	9	9	1.5	7
Waterdiepte (cm)	94	94	78	78	35	50
Slibdikte (cm)	35	35	15	15	2	80
Jaarrond afvoer (ja/nee)	Nee	Nee	Nee	Nee	Ja	Nee
% Organische stof	2.6	10.6	1.7	0.9	2.2	21
EGV micro S/cm	664	-	617.5	-	673	778
Troebelheid FTU	166	-	154.7	-	164	145
pH	7.01	-	7.08	-	-	-
Chlorofyl µg / L	18.3	-	15.2	-	-	-

2.1.3 Maaibeheer

Voor de proef Stroombaanmaaien werd er met de maaiboot gemaaid door een aannemer (B. Egberts van Egberts Landschapsbouw uit Rijssen). De Eefse beek werd op 13 juni gemaaid (figuur 6). In overleg met de afdeling onderhoud en de aannemer werd besloten om in de Eefse beek een stroombaan van ongeveer 4 m aan 1 zijde van de watergang (figuur 4 & figuur 5) te maaien. Deze beslissing werd genomen om het vrijgekomen maaisel goed af te kunnen voeren en zuurstoftekorten in de watergang te voorkomen, doordat maaisel in de

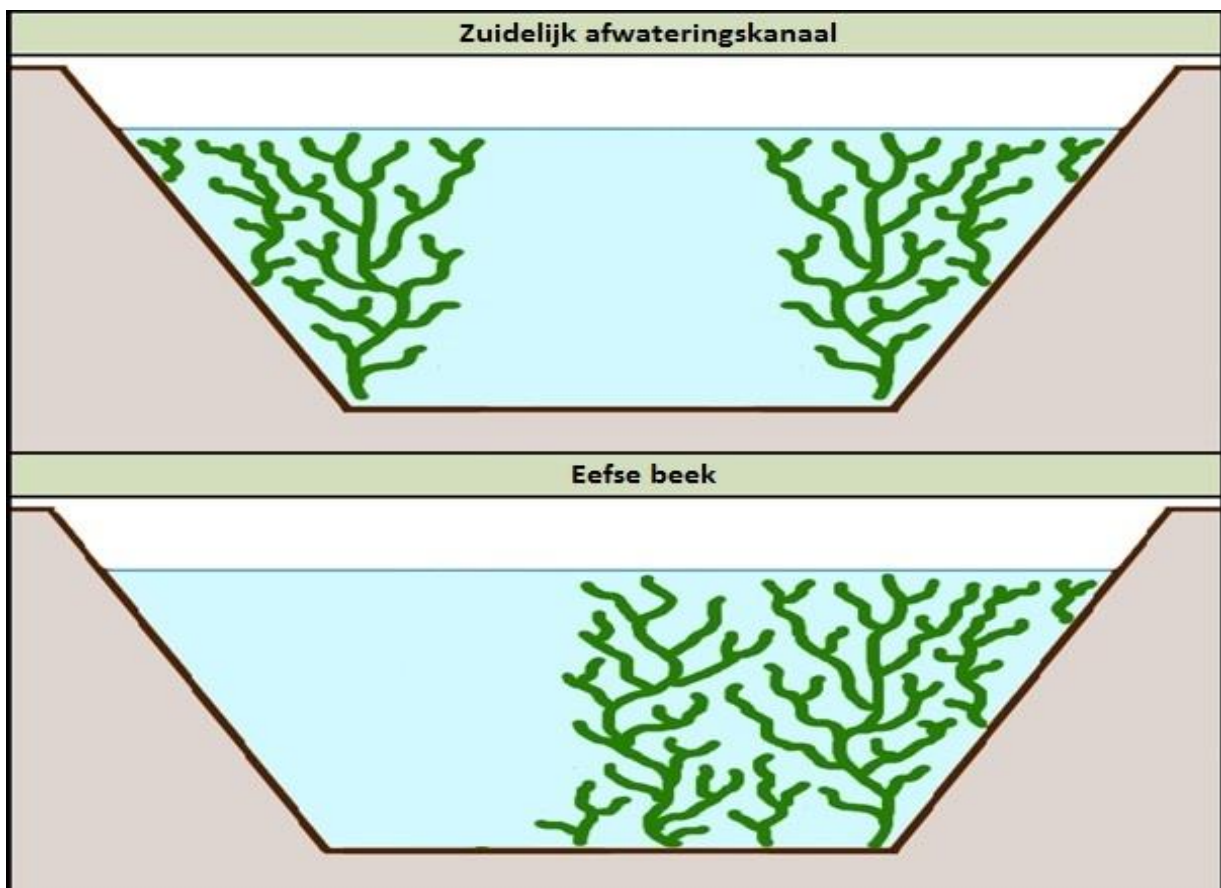


Figuur 3 – Het maaien van de Eefse beek met de maaiboot.

ongemoeide vegetatie zou blijven hangen. Later in het seizoen, op 26 juli is dezelfde stroombaan in de Eefse beek nogmaals gemaaid. Aangezien er op dat moment nog weinig hergroei in de stroombaan was geweest, is besloten om deze maaibeurt niet mee te nemen in de analyse en de groeicurve te fitten over de hele periode na 13 juni. Deze maaironde had ook weinig invloed op de gemeten volumepercentages vegetatie. Het Zuidelijk afwateringskanaal werd in totaal één keer gemaaid, op 21 juni. Hier werd wel een nette stroombaan in het midden open gehouden van ongeveer 3 m breed (figuur 4 & figuur 5. Het verschil in stroombaanbreedte ligt aan de verschillende piekafvoeren die de verschillende watergangen moeten kunnen verwerken en is berekend door een hydroloog van Waterschap Rijn & IJssel.



Figuur 4 – Links foto genomen met een drone van de Eefse beek van gemengde vegetatie van Stomphoekig sterrenkroos, Pijlkruid, stijve waterranonkel en kleine egelskop. Rechts foto genomen met een GoPro van homogene vegetatie met Smalle waterpest.



Figuur 5 – Schematische weergave van de verschillen in maaibeheer tussen de twee watergangen. Het Zuidelijk afwateringskanaal kreeg een nette stroombaan in het midden van de watergang. De Eefse beek kreeg een stroombaan waar één kant van de watergang open werd gehouden.

Voor de proef Sterrenkroos werd handmatig één maal vrijwel alle vegetatie gemaaid tot maximaal 10% begroeiing. De maaiboot werd gesimuleerd door onder water de vegetatie af te snijden circa 10 cm boven de bodem om het maaisel vervolgens op de kant te werpen. Buiten de 2 x 1 m plots die gemonitord werden, werd nog een rand van 1 m weggemaaid om de randinvloeden te minimaliseren. Omdat we specifiek geïnteresseerd waren in Sterrenkroos, werden andere soorten gedurende de proef stelselmatig afgesnoeid. Het ging daarbij vooral om emergente soorten als Riet en Slanke waterkers (*Rorippa microphylla*). Het afsnoeien verhinderde dat de groei van Sterrenkroos werd geremd door interspecifieke concurrentie, zodat we tijdens de proef de ware groeisnelheid en maximale begroeiing konden bepalen, zonder te veel concurrentie met emergente soorten.



Figuur 6 – Tijdslijn met het tijdstip van maaien in dit onderzoek. Bij de stroombaanmaaiproef werd halverwege juni gemaaid met de maaiboot in de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal. Bij de Sterrenkroosproef werd op drie tijdstippen gemaaid; 29 mei, 26 juni en 18 juli.

2.2 Vegetatiegroei meten

2.2.1 Volumepercentage meten

Om de groei van de watervegetatie te volgen in de tijd, werd vanaf half april tot eind augustus eens per week het volumepercentage van de vegetatie gemeten. Dit werd gedaan door recht boven de watergang een foto te maken met een GoPro die bevestigd is aan een stijve telescoopstok van 4 m. De oppervlaktebedekking en wateroppervlakte werden ingetekend, waarna de bedekkingsgraad berekend kon worden. De bedekkingsgraad kwantificeert slechts de aanwezigheid van waterplanten in het horizontale vlak. Om de volledige weerstand veroorzaakt door waterplanten te schatten moet ook de verticale as meegenomen worden, dus de hoogte van de vegetatie in de waterkolom. Op elk plot waar een foto is genomen, werd ook de hoogtegroeï gemeten. In de watergang werd naar ratio van de bedekking op 5 willekeurige plaatsen de hoogte van de waterplanten gemeten. Van kale stukken watergang werd dus niet de hoogte bepaald, aangezien hier geen vegetatieontwikkeling geobserveerd werd. Hierna werd een gemiddelde hoogte bepaald per plot. De gemiddelde hoogte werd vervolgens uitgedrukt als percentage van de waterdiepte. De bedekkingsgraad vermenigvuldigd met de gemiddelde hoogte gaf het volumepercentage van vegetatie in de watergang.

2.2.2 Relatie begroeiing en biomassa

Doorgaans wordt in wetenschappelijke literatuur de relatie gelegd tussen weerstand en biomassa (Bal & Meire, 2009; Bal et al., 2011a, Nikora et al., 2008). Het oogsten van biomassa is echter een destructieve methode die niet toepasbaar is voor herhaalde metingen op één plot, vandaar dat er gekozen is voor de hierboven beschreven methode. Het is echter wel relevant om te weten of de gebruikte methode een afspiegeling vormt van de biomassa. Om dit verband te testen werd in watergangen van de stroombaanmaaiproef (Zuidelijk afwateringskanaal) en de Sterrenkroosproef (Afwatering van Herkel) aan het einde van het groeiseizoen van samples (ongeveer 15 bij 15 cm) de begroeiing geschat, waarna de samples vervolgens geoogst werden. Deze werden daarna 114 uur bij 70 °C op vooraf gewogen papieren bakjes gedroogd. Na het drogen werden de bakjes met samples weer gewogen, waarna het drooggewicht bepaald kon worden.

2.3 Groeicurve fitten

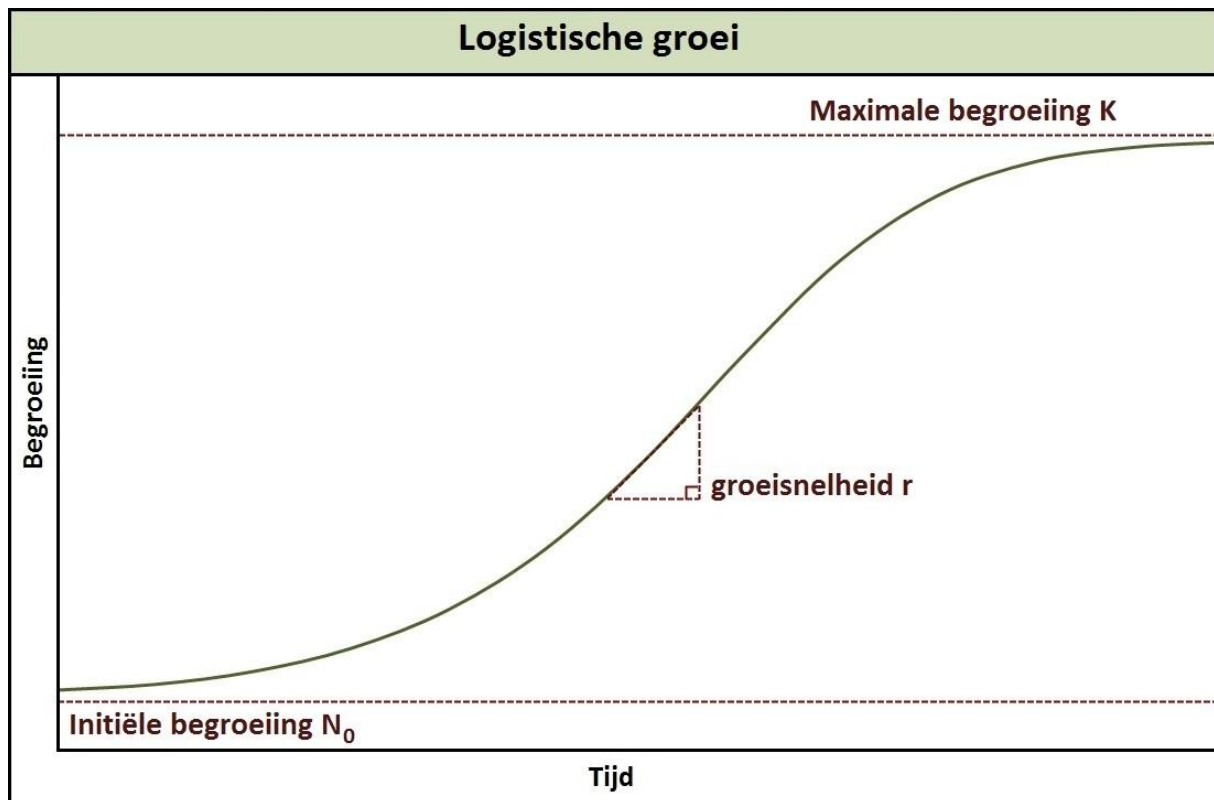
Vrijwel alle onderzoeken laten in het groeiseizoen een groeicurve zien die dicht bij de klassieke Pearl – Verhulst logistische groeicurve ligt (Sand-Jensen et al., 1989; Haramoto & Ikusima, 1988; Howard-Williams et al., 1996). Deze groeicurve (figuur 7) laat een exponentiële stijging zien vroeg in het seizoen, waarna de groeisnelheid geleidelijk vermindert naarmate de begroeiing richting de maximale begroeiing komt. De groeicurve wordt beschreven met de volgende differentiaalvergelijking (Pearl & Slobodkin, 1976):

$$(1) \quad \frac{dN}{dt} = r * N * \left(1 - \frac{N}{K}\right)$$

Op tijdstip t heeft deze differentiaalvergelijking de volgende functie:

$$(2) \quad N(t) = \frac{K + N_0 + e^{r*t}}{K + N_0 * (e^{r*t} - 1)}$$

De drie parameters groeisnelheid r , maximale begroeiing K en initiële begroeiing N_0 kunnen geschat worden door de begroeiing over de tijd te meten en een logistische curve te fitten.



Figuur 7 – Voorbeeld van curve met logistische groei, waarop te zien is hoe de drie verschillende parameters groeisnelheid, maximale begroeiing en initiële begroeiing de curve beïnvloeden.

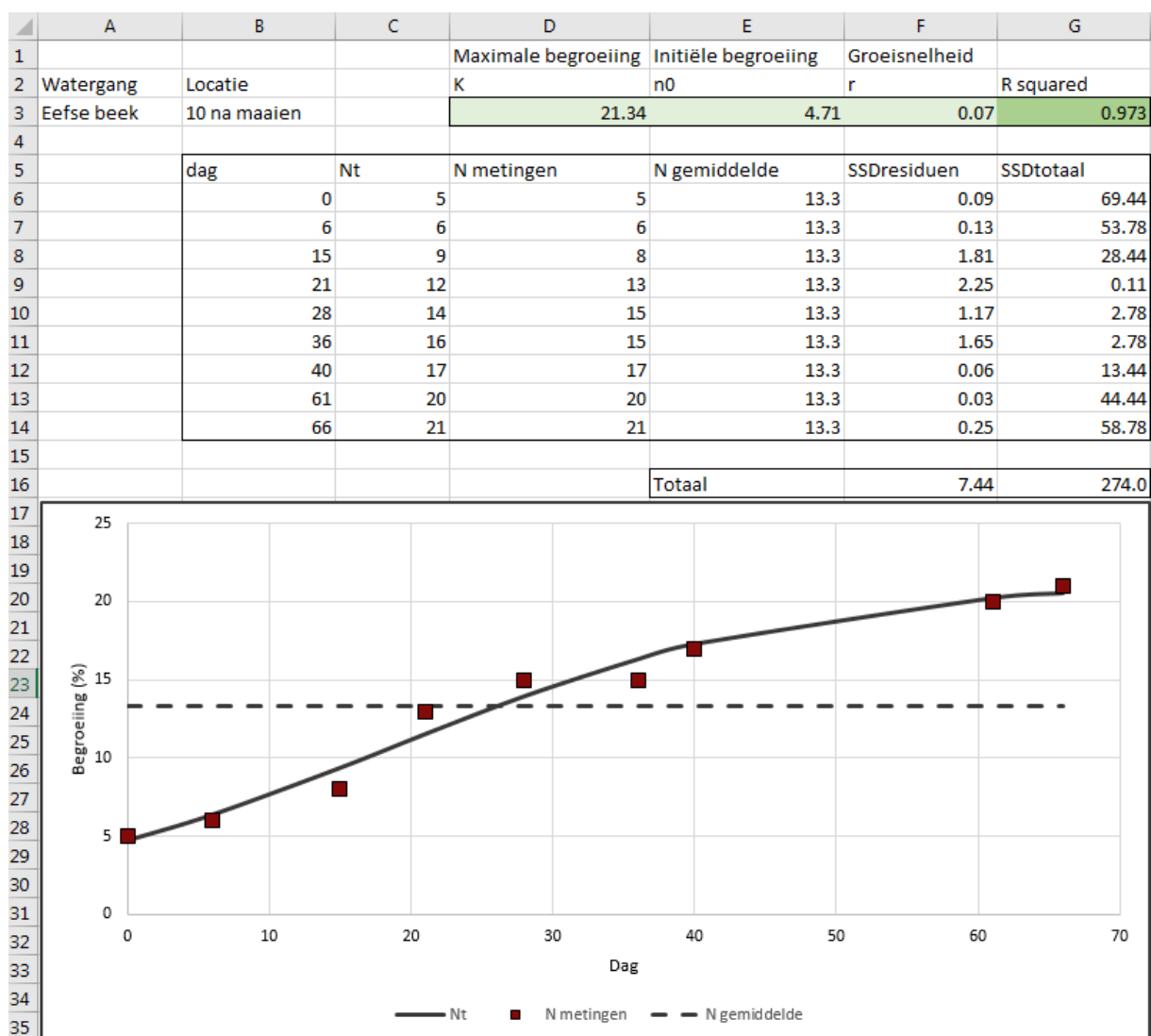
De waarde van de R^2 werd gehanteerd als maat voor de 'goodness of fit' (Tjur, 2009).

$$(3) \quad R^2 = 1 - \frac{SSD_{residuen}}{SSD_{totaal}}$$

$$(4) \quad SSD_{residuen} = \sum (y_t - \hat{\mu}_t)^2$$

$$(5) \quad SSD_{totaal} = \sum (y_t - \bar{y})^2$$

Door met de Excel-invoegtoepassing Solver (figuur 8) op te lossen voor de drie parameters waar de hoogste R^2 behaald wordt kan de curve met de beste fit gevonden worden. In dit model werden twee gedwongen restricties met biologische relevantie toegevoegd; $K \leq 100$ en $N_0 \geq 0.5$. De maximale begroeiing kan nooit hoger worden dan honderd procent en de initiële begroeiing kan niet nul zijn.



Figuur 8 – Het Excel model waar de groeicurve in werd gefit. De groeicurve Nt (vergelijking 1 en 2) was afhankelijk van de parameters K, n_0 en r. Door via de Excel invoegtoepassing Solver deze 3 parameters te variëren kon de groeicurve gevonden worden met de hoogste R^2 (vergelijking 3). De kolom dag en de kolom N metingen zijn ware veldmetingen.

Voor een goede fit moet de data aan een aantal voorwaarden voldoen. Er moeten allereerst tenminste drie meetmomenten zijn. Daarnaast moet in de curve een duidelijke groei te zien zijn. Op plots waar de vegetatiebegroeiing afneemt, kunnen deze curves niet gefit worden of wordt een curve gefit met $K < N_0$. Als uit visuele inspectie van de foto's bleek dat de afname in vegetatie niet kwam door concurrentie van andere planten, maar puur door afsterving, werd gekozen om de data na het tijdstip van de hoogste begroeiing weg te laten. Voor het schatten van een goede maximale begroeiing is het van belang dat er bij de laatste meetmomenten een periode van stabilisatie optreedt. Zonder deze stabilisatie wordt een exponentiële curve gefit met een hele hoge, biologisch irrelevante, K-waarde. Plots die niet aan deze voorwaarden ($n > 3$ of $K > N_0$) voldoen werden uit de analyse gegooid. Curves met een R^2 lager dan 0.60 verklaren te weinig van de data en werden ook uit de analyse gelaten.

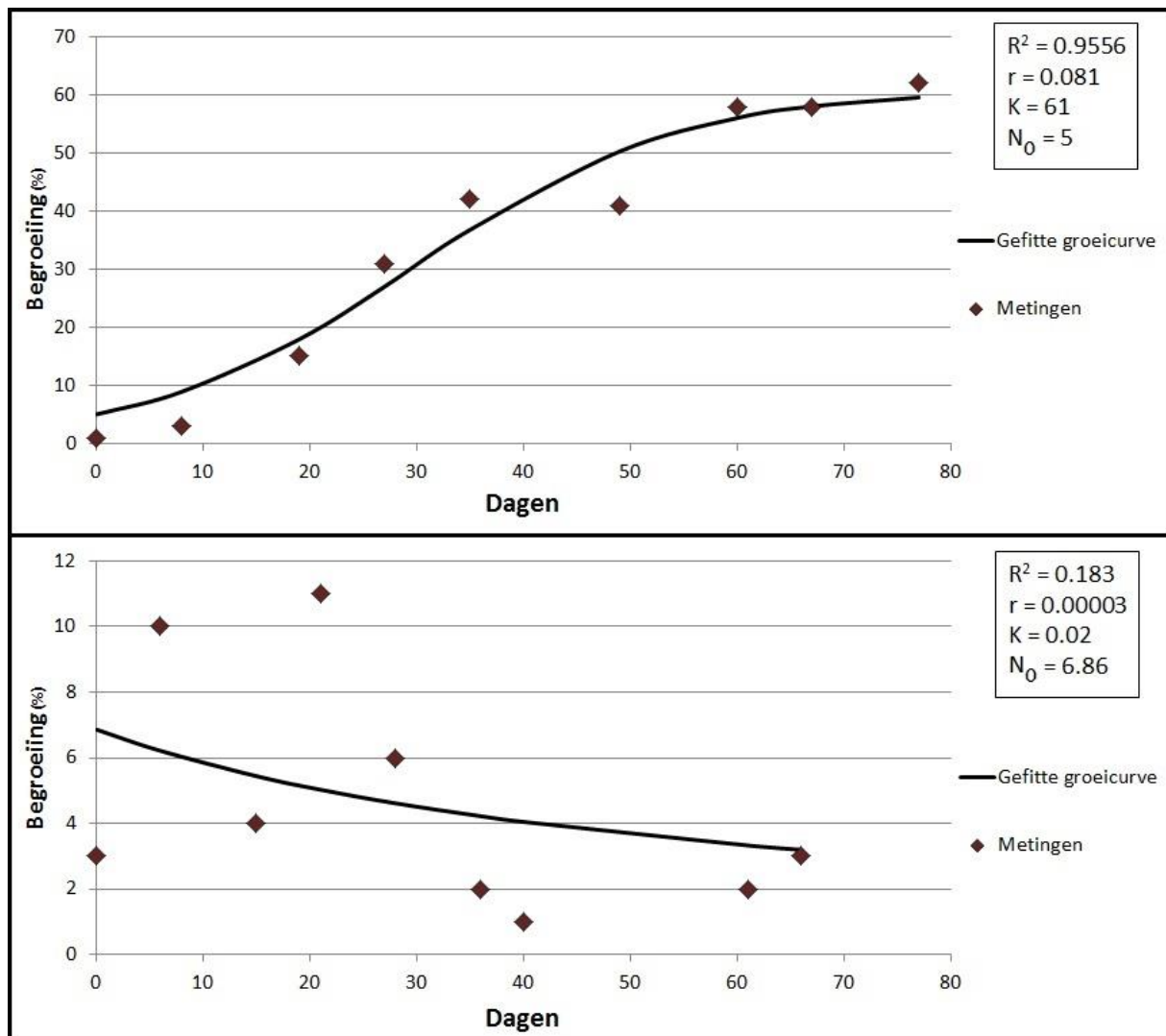
Alleen plots die voor én na het maaien groeicurves lieten zien met een R^2 groter dan 0.6, konden meedoen aan de analyse.

2.4 Statistische analyse

De statistische analyses van de schattingen voor r - en K -waarden zijn uitgevoerd in RStudio i386 3.3.2 (R Core Team, 2016). Het R script is te vinden in bijlage 2. De groeicurve voor en na het maaien werd in dezelfde plot vastgesteld en daarom werd een ANOVA voor herhaalde waarnemingen gebruikt om te testen welke factoren significante invloed hebben. Eerst werd met de package “NLME: Linear Mixed-Effect Models” de modellen gebouwd (Pinheiro et al., 2016), waarbij voor en na maaien (‘tijdstop’) als herhaalde factor binnen plot werden beschouwd. Het meest complexe model werd geformuleerd om te kijken of het interactie-effect tussen de fixed variabelen ‘watergang’ en ‘tijdstop’ significant bleek. Was dit niet het geval konden simpelere modellen gebruikt worden, zonder interactie-effect. De residuen van alle gebruikte modellen weken niet af van een normale verdeling, dit werd vastgesteld op basis van visuele inspectie van de residuen en een Shapiro-Wilk test (Mangiafico, 2017). Het beste model werd onderworpen aan een post-hoc Tukey HSD (Honest Significant Difference) test om de onderlinge verschillen tussen de gemiddelden van de groepen te observeren.

Tabel 2 - Steekproefgroottes van de twee proeven. De kolom 'Geschikt aantal' geeft het aantal plots aan welke groeicurves produceerden die goed te analyseren waren.

Proef	Watergang	Behandeling	Aantal plots	Geschikt aantal
Stroombaan	Eefse beek	Stroombaan	10	3
		Controle	5	0
	Zuidelijk afwateringskanaal	Stroombaan	10	7
		Controle	5	4
Sterrenkroos	Afwatering van Herkel	Vroeg	3	3
		Normaal	3	3
		Laat	3	3
	Molenbeek	Vroeg	3	3
		Normaal	3	3
		Laat	3	2

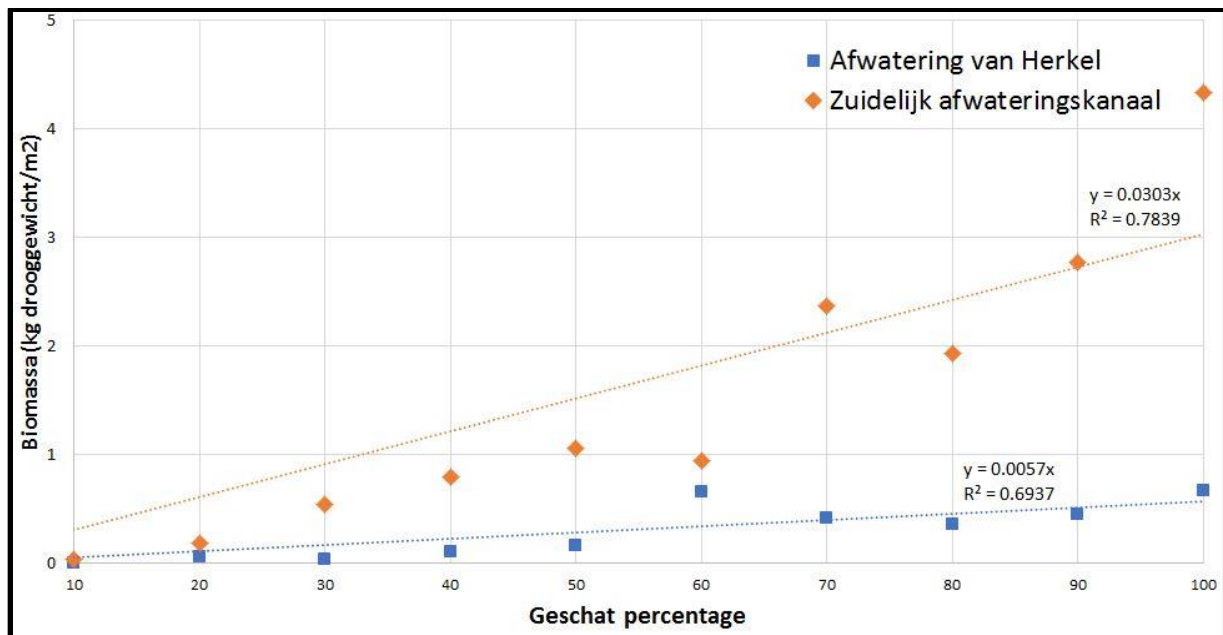


Figuur 9 - Boven een voorbeeld van een goed gefitte groeicurve (Grote beek: Gele plomp 1). Onder een voorbeeld van een slecht gefitte groeicurve, voornamelijk door afname van watervegetatie ($n_0 > K$) (Eefse beek: Controle 4 voor maaien).

3. Resultaten

3.1 Begroeiing en biomassa

Er is een lineair verband gevonden tussen begroeiing en biomassa. Hoewel verschillend is er een duidelijk verband voor het Zuidelijk afwateringskanaal en voor de Afwatering van Herkel (beide watergangen $p < 0.001$). De hogere biomassa per oppervlakte in het Zuidelijk afwateringskanaal (figuur 10) is vooral te verklaren door de hogere waterdiepte in het Zuidelijk afwateringskanaal ten opzichte van de Afwatering van Herkel (78 cm > 35 cm).



Figuur 10 - Lineaire regressie tussen begroeiing en biomassa ($p < 0.001$) voor zowel het Zuidelijk afwateringskanaal als de Afwatering van Herkel.

3.2 Voor en na maaien

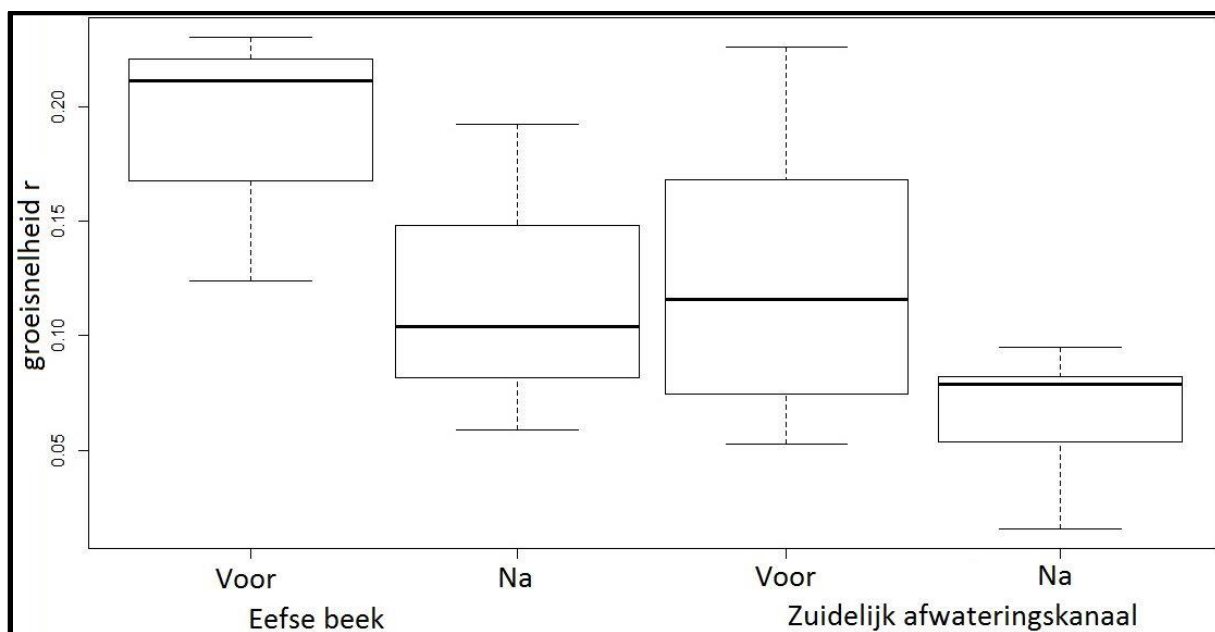
Niet alle plots produceerden groeicurves die voor en na het maaien geanalyseerd konden worden. Enkele plots vielen weg vanwege het feit dat er te weinig meetmomenten waren. In het bijzonder had dit invloed op de Eefse beek controleplots voor het maaien. Door verwarring in de communicatie lag het controletraject in de Eefse beek eerst op een andere locatie (direct bovenstuws). Na overleg met onderhoud bleek dat het controletraject verplaatst kon worden naar de gewenste locatie, zoals in figuur 2 staat aangegeven. Dit resulteerde in een te korte periode voor monitoring voor het maaien ($n = 3$), waarmee geen goede groeicurve geschat kon worden. Uiteindelijk bleven er wel voldoende plots over om statistische modellen op los te laten (tabel 3) op de overige behandelingen. In alle modellen die tijdens de analyses gebruikt werden is gevonden dat de interactie-effecten niet significant en dus weggelaten konden worden uit de analyse. De afstand tot de bovenstroomse stuw had geen significante invloed op de groeisnelheid ($p = 0.148$). De groeisnelheid was voor het maaien hoger dan na het maaien ($p = 0.0021$) (figuur 11 en tabel 4). Er was een significant verschil tussen de watergangen, waarbij de Eefse beek een hogere groeisnelheid had dan het Zuidelijk afwateringskanaal ($p = 0.0421$).

Tabel 3 - Voor de proef Stroombaanmaaien per behandeling de steekproefgrootte (n), gemiddelden en standaardfout (se).

Watergang	n	Groeisnelheid		Maximale begroeiing	
		r	se	K	se
Eefse beek voor	3	0.188	0.033	23.67	4.91
Eefse beek na	3	0.118	0.039	32.67	4.18
Zuidelijk afwateringskanaal voor	11	0.125	0.018	69.27	10.8
Zuidelijk afwateringskanaal na	11	0.069	0.007	55.00	5.07
Totaal stroombaan	14	0.086	0.013	52.64	6.99
Totaal controle	8	0.115	0.020	78.75	8.77

Tabel 4 – Analysis of Variance tabel in de proef Stroombaanmaaien. Onafhankelijke variabelen waren watergang (Eefse beek – Zuidelijk afwateringskanaal) en tijdstip (voor maaien – na maaien). Afhankelijke variabele was groeisnelheid r. * geeft significantie ($\alpha = 0.05$) aan.

Groeisnelheid r	numDF	F-value	p-value
(intercept)	1	113.13	< 0.0001
watergang	1	5.17	* 0.0421
tijdstip	1	14.60	* 0.0021

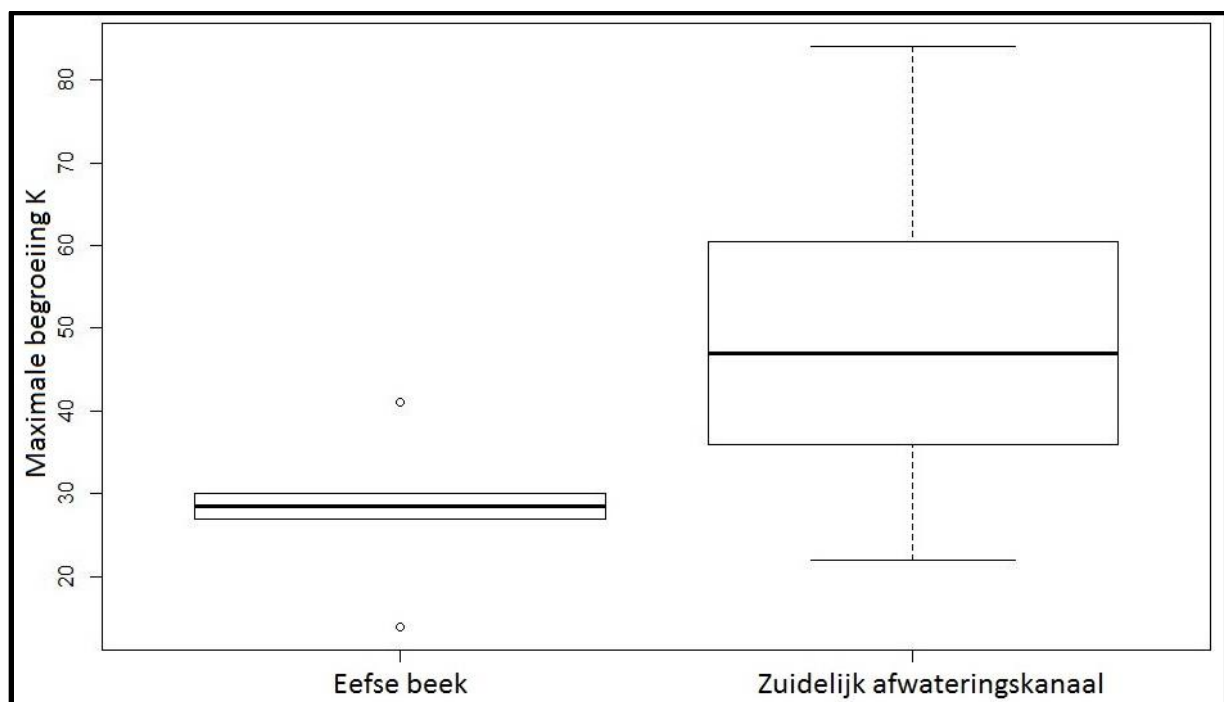


Figuur 11 - Boxplot aangaande het verschil in groeisnelheid r tussen voor en na maaien ($p = 0.0021$) en het verschil in groeisnelheid tussen de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal ($p=0.0421$).

De maximale begroeiing verschilde niet tussen voor en na het maaien ($p = 0.3405$), maar wel tussen de twee watergangen ($p = 0.0165$) (figuur 12 en tabel 5).

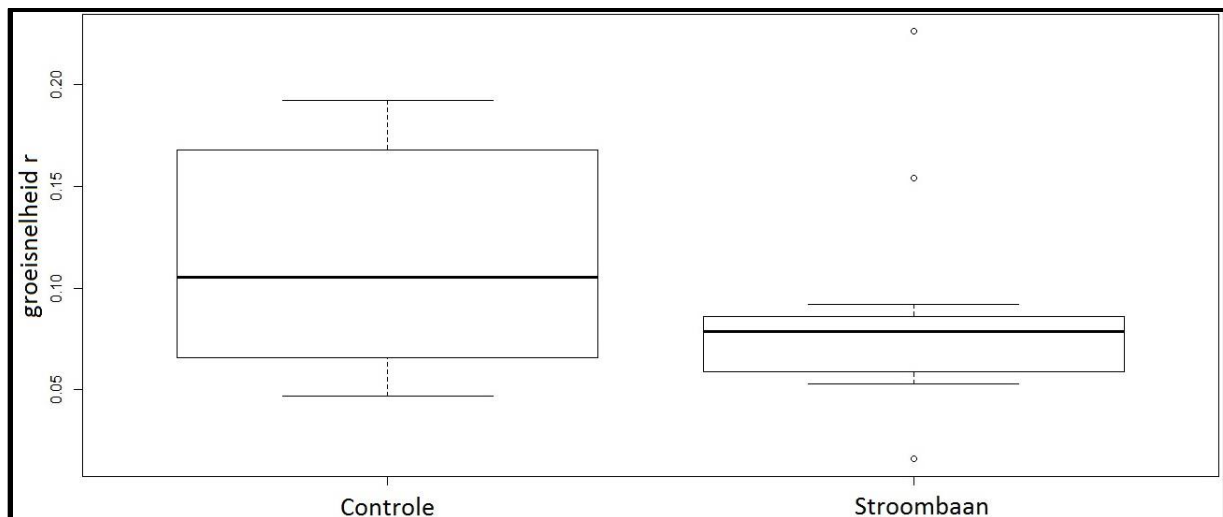
Tabel 5 - Analysis of Variance tabel in de proef Stroombaanmaaien. Onafhankelijke variabelen waren watergang (Eefse beek – Zuidelijk afwateringskanaal) en tijdstip (voor maaien – na maaien). Afhankelijke variabele was maximale begroeiing K. * geeft significantie ($\alpha = 0.05$) aan.

Maximale begroeiing K	numDF	F-value	p-value
(intercept)	1	120.05	<0.0001
watergang	1	7.75	* 0.0165
tijdstip	1	0.98	0.3405



Figuur 12 Boxplot aangaande het significante verschil in maximale begroeiing K tussen de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal ($p=0.0165$). Er is geen significant verschil gevonden tussen voor en na maaien ($p = 0.3405$).

Alleen in het Zuidelijk afwateringskanaal konden verschillen getest worden tussen de stroombaantrajecten en de controletrajecten. In de Eefse beek was het niet mogelijk dit verschil te testen, vanwege het ontbreken van groeicurves voor het maaien in de controletrajecten. Er is er geen verschil gevonden in groeisnelheid tussen de beide behandelingen ($p = 0.1616$) (figuur 13).



Figuur 13 – Boxplot van de groeisnelheid in de controletrajecten en stroombaantrajecten. Er is geen significant verschil ($p = 0.1616$) gevonden tussen de behandelingen.

3.3 Moment van maaien: de Sterrenkroosproef

In de proef Sterrenkroos werd getest of het moment van maaien een significante invloed had op de hergroeisnelheid van de vegetatie. Wanneer er laat in het seizoen gemaaid werd, groeide de vegetatie sneller terug dan vroeg in het seizoen ($p = 0.0042$) (figuur 14 en tabel 7). Tussen vroeg – normaal en normaal – laat was geen significant effect te vinden. De invloed van watergang was ook significant ($p = 0.0479$), waarbij de Afwatering van Herkel sneller hergroeide dan de Molenbeek.

Tabel 6 - Voor de Sterrenkroosproef per behandeling de steekproefgrootte (n), gemiddelde en standaardfout (se).

Watergang	Maaimoment	n	Groeisnelheid		Maximale begroeiing	
			r	se	K	se
Molenbeek	Vroeg	3	0.032	0.013	82.3	17.7
	Normaal	3	0.055	0.011	49.7	25.2
	Laat	2	0.095	0.032	70.5	29.5
Afwatering van Herkel	Vroeg	3	0.044	0.013	100	0.00
	Normaal	3	0.134	0.028	57.7	19.0
	Laat	3	0.180	0.069	39.7	30.2

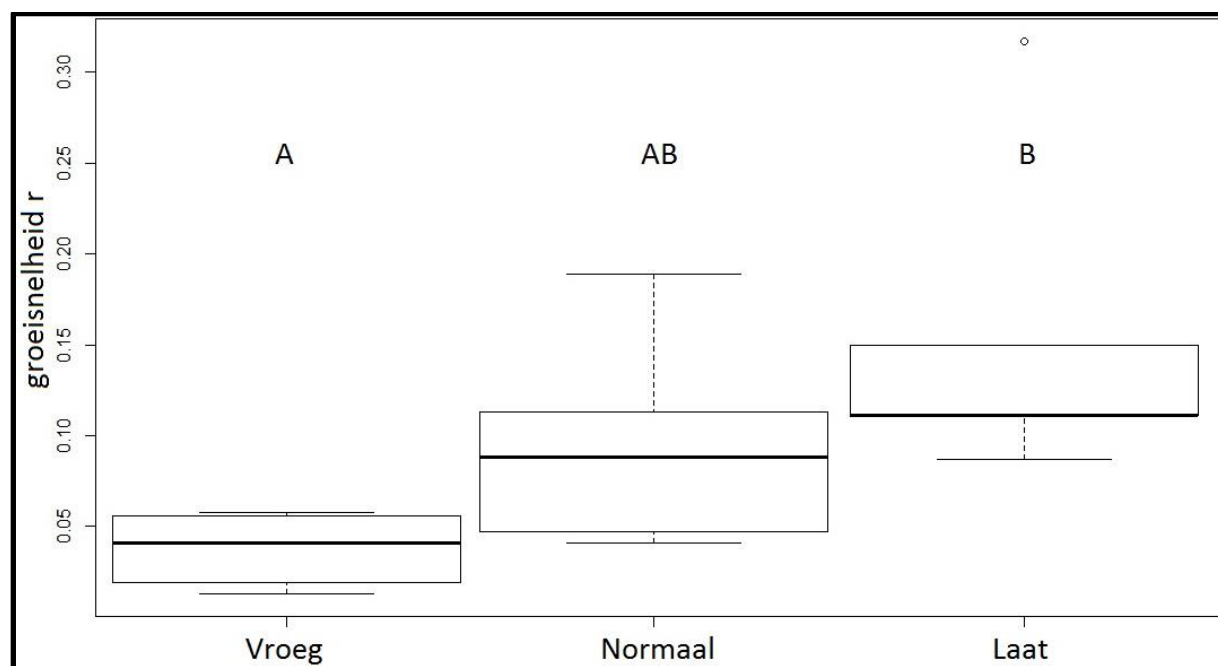
Er was geen verschil in de maximale begroeiing tussen de maaimomenten ($p = 0.0734$).

Tabel 7 – Analysis of Variance tabel in de proef Sterrenkroos. Onafhankelijke variabelen waren watergang (Afwatering van Herkel - Molenbeek) en maaimoment (vroeg – normaal - laat). Afhankelijke variabele was groeisnelheid r. * geeft significantie ($\alpha = 0.05$) aan.

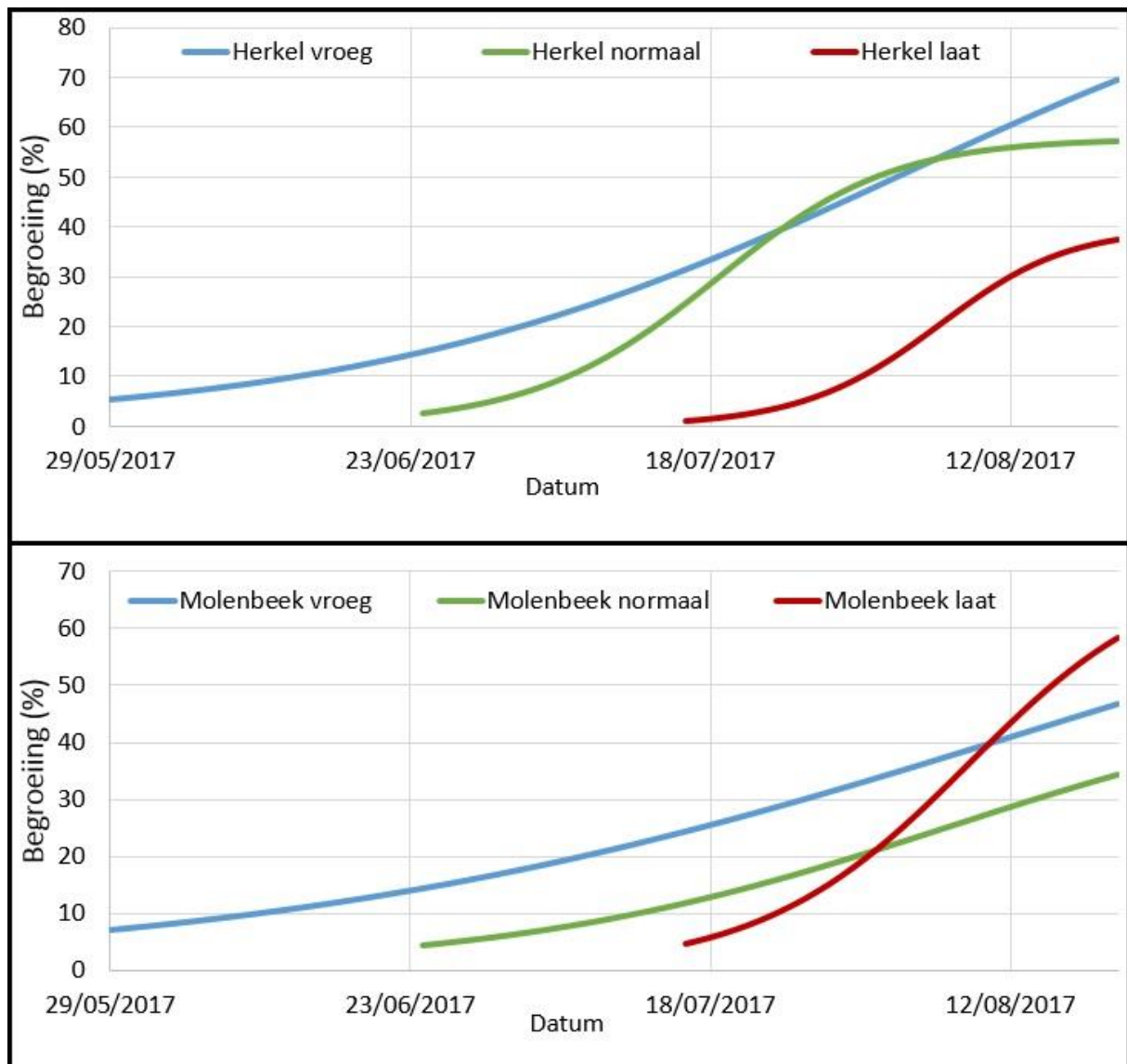
groeisnelheid	numDF	F-value	p-value
(intercept)	1	49.37	<0.001
watergang	1	4.70	* 0.0479
maaimoment	2	11.65	* 0.0042

Tabel 8 – Analysis of Variance tabel in de proef Sterrenkroos. Onafhankelijke variabele was maaimoment (vroeg – normaal – laat). Afhankelijke variabele was maximale groeisnelheid K. * geeft significantie ($\alpha = 0.05$) aan.

maximale begroeiing	numDF	F-value	p-value
(intercept)	1	62.49	<0.0001
maaimoment	2	3.71	0.0734



Figuur 14 – Boxplot aangaande de verschillen in groeisnelheid tussen vroeg maaien en laat maaien ($p = 0.0042$). Er is geen significant verschil gevonden tussen vroeg – normaal of normaal – laat maaien.



Figuur 15 – Verschil in groeicurves tussen vroeg, normaal en laat maaien voor de Afwatering van Herkel en de Molenbeek. De groeicurves zijn geplot met de gemiddelde waarde voor groeisnelheid, initiële begroeiing en maximale begroeiing.

4. Discussie

Aan de hand van de resultaten in dit onderzoek kunnen in het model van Pitlo en Griffioen (1991) de eerste groeicurves toegevoegd worden. Validatie per (type) watergang aan de hand van constante metingen aan afvoer en peil is iets wat zeker moet gebeuren, aangezien deze groeicurves niet direct naar alle laaglandbeken geëxtrapoleerd kunnen worden. Door de gevonden groeicurves aan het model toe te voegen wordt de temporele variatie in hydraulische weerstand waarheidsgetrouwer weergegeven. We hebben laten zien dat er een verschil in groeisnelheid is tussen voor en na het maaien en dat dit verschil bij het model ingebouwd moet worden. In de proef Stroombaanmaaien was duidelijk te zien dat de groeisnelheid voor het maaien hoger was dan na het maaien. Deze resultaten verklaren kan op meerdere manieren. Er waren in de proef gevarieerde plantengemeenschappen aanwezig,

met veel verschillende soorten (bijlage 3). Meerdere plantensoorten kunnen in de winter energie in de vorm van biomassa kunnen opslaan in de bodem door het aanleggen van bijvoorbeeld wortelstokken of wortelknolletjes. Gele plomp stopt over het algemeen meer biomassa in wortelstokken dan in onderwaterbladeren (Twilley et al., 1977), maar zelfs Sterrenkroos en Waterpest kunnen een wortelsysteem ontwikkelen (Madsen & Cedergreen, 2002). Deze energie wordt het volgende jaar gebruikt in het vroege voorjaar om vroeg in het groeiseizoen zo snel mogelijk te groeien. Op deze manier kunnen concurrenten beschaduwd worden en heeft de plant zelf een betere uitgangspositie voor de rest van het groeiseizoen (Hautier et al., 2009). Maaibeheer wordt er nu vaak op gespitst om de maaironde af te stemmen op het moment dat de ondergrondse biomassa zo laag mogelijk is en de potentie tot hergroei dus minimaal is, want de meeste biomassa zit op dat moment in blad, bloem of zaad en dus niet in reserves (Linde et al., 1976).

Het verschil tussen voor maaïen en na maaïen kan ook komen vanwege de verhoogde troebelheid van het water na het maaïen. Ondanks dat de maaiboot probeert boven de bodem de vegetatie af te snijden zorgt deze desondanks voor de nodig turbulentie in de waterkolom. Dit komt door het draaien van de schroeven, het raken van de bodem met de maaibalk en het onwortelen van vegetatie. Deze turbulentie kan voor een flinke troebelheid in het water zorgen dat geruime tijd aan kan houden, wat goed te zien is in figuur 2. Ook al is dit effect slechts voor een kleine periode, een slechter doorzicht van het water resulteert in een lagere groeisnelheid van de vegetatie en kan deels verklaren waarom de groeisnelheid in de proef Stroombaanmaaïen voor het maaïen hoger was dan na het maaïen.

In het Zuidelijk afwateringskanaal was geen verschil te zien tussen de hergroeisnelheid van de proefplots en de controleplots. Dit duidt er op dat wanneer er meer vegetatie ongemoeid wordt gelaten dit niet zorgt voor snellere hergroei.

Dat het tijdstip van maaïen inderdaad invloed heeft op de hergroeisnelheid van waterplanten bleek ook uit de Sterrenkroosproef. Wanneer er vroeg gemaaid werd was de hergroei langzamer dan wanneer er laat gemaaid werd. Deze resultaten stroken niet geheel met de bevindingen van Kimbel en Carpenter (1981), maar wel beter met die van Bal et al. (2006). Deze beide onderzoeken keken niet specifiek naar de groeisnelheid, maar naar de biomassa aan het einde van het groeiseizoen. Kimbel en Carpenter vonden lagere hoeveelheden biomassa wanneer er laat in het groeiseizoen gemaaid werd. Bal et al. vonden de laagste hoeveelheid biomassa wanneer er begin juli gemaaid werd ten opzichte van eind mei en begin augustus. Het kan dus wellicht zo zijn dat wanneer er in de Sterrenkroosproef nog later gemaaid werd (augustus) dan het late maaimoment, er weer langzamere hergroei plaats zou kunnen vinden. Als verklaring kunnen we hetzelfde mechanisme van voorraden gebruiken. Bij vroeg maaïen heeft de plant nog geen tijd gehad om voorraden aan te leggen, en heeft de plant dus na het maaïen geen reserves om snel weer de kop op te steken. Bij het late maaimoment heeft de plant wel de tijd gehad om voorraden aan te leggen. Dit zorgt er voor dat na een laat maaimoment de plant direct weer op kan komen, door de reserves direct aan

te spreken. Uiteindelijk kunnen deze resultaten er voor zorgen dat er minder frequent gemaaid hoeft te worden in sommige watergangen.

5. Conclusie en aanbevelingen

Al deze resultaten dragen bij aan meer kennis over hoe waterbeheerders watergangen op een meer ecologisch verantwoorde manier kunnen onderhouden. Uiteindelijk zou het doel van waterbeheerders moeten zijn om zo min mogelijk in te grijpen en tegelijkertijd niet te veel af te wijken van een wenselijke situatie met het oog op waterveiligheid. Het idee dat vegetatie laten staan tijdens een maaironde zorgt voor snellere hergroei en als gevolg meer hydraulische weerstand en grotere risico's voor wateroverlast bleken ongegrond. Meer vegetatie laten staan zorgde in dit onderzoek niet voor snellere hergroei.

Wanneer er vroeg gemaaid werd, was de hergroei langzamer dan wanneer er laat gemaaid werd. Momenteel hebben meerdere watergangen binnen het beheersgebied van Waterschap Rijn en IJssel (minstens) 4 maairondes. In deze watergangen is het wellicht mogelijk om het aantal maairondes terug te brengen tot 3 of misschien zelfs 2 keer door op een heel vroeg moment (eind mei of eerder) te maaien.

De uitkomsten van dit onderzoek kunnen helpen om minder te maaien per maaironden én minder frequent te maaien. Al met al zullen waterbeheerders hiermee kosten besparen, maar daarnaast zal dit hoogstwaarschijnlijk ook de laaglandbeken leefbaarder te maken voor flora en fauna.

6. Referenties

- Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T., 2004. Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. *River Research and Applications*, 20(2), 103-114.
- Bal, K., Van Belleghem, S., De Deckere, E. & Meire, P., 2006. The re-growth capacity of sago pondweed following mechanical cutting. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44, 139-141.
- Bal, K. & Meire, P., 2009. The influence of macrophyte cutting on the hydraulic resistance of lowland rivers. *Journal of Aquatic Plant Management*, 47, 65-68.
- Bal, K., Struyf, E., Vereecken, H., Viaene, P., De Doncker, L., de Deckere, E., Mostaert, F. & Meire, P., 2011a. How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? *Ecological Engineering*, 37(3), 529-533.
- Bal, K., Bouma, T., Buis, K., Struyf, E., Schoelynck, J., Backx, H. & Meire, P., 2011b. Trade-off between drag reduction and light interception of macrophytes: comparing five aquatic plants with contrasting morphology. *Functional Ecology*, 25(6), 1197-1205.
- Beltman, B., 1987. Effects of weed control on species composition of aquatic plants and bank plants and macrofauna in ditches. *Aquatic Ecology*, 21(2), 171-179.
- Bosch, I., Makarewicz, J., Bonk, E., Ruiz, C. & Valentino, M., 2009. Responses of lake macrophyte beds dominated by Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) to best management practices in agricultural sub-watersheds: declines in biomass but not species dominance. *Journal of Great Lakes Research*, 35(1), 99-108.
- Deltares, 2017. Dottermodel beschrijving. *Deltares*.
- Griffioen, C., & Pitlo, R., 1991. Stromingsmodel voor begroeide waterlopen. *Waterschapsbelangen*, 10, 345-348.
- Haramoto, T. & Ikusima, I., 1988. Life cycle of *Egeria densa* Planch., an aquatic plant naturalized in Japan. *Aquatic Botany*, 30(4), 389-403.
- Hautier, Y., Niklaus, P. & Hector, A., 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 324(5927), 636-638.
- Howard-Williams, C., Schwarz, A. & Reid, V., 1996. Patterns of aquatic weed regrowth following mechanical harvesting in New Zealand hydro-lakes. *Hydrobiologia*, 340(1), 229-234.
- Kimbel, J. & Carpenter, S., 1981. Effects of mechanical harvesting on *Myriophyllum spicatum* L. regrowth and carbohydrate allocation to roots and shoots. *Aquatic Botany*, 11, 121-127.
- Lancaster, J. & Hildrew, A., 1993. Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12(4), 385-393.
- Linde, A., Janisch, T. & Smith, D., 1976. Cattail - the significance of its growth, phenology and carbohydrate storage to its control and management. *Technical Bulletin Wisconsin Department of Natural Resources*.

Logeman, D. & Kleijberg, R., 2005. *Gedragcode flora-en faunawet voor waterschappen: werkdocument*. STOWA. 1-34.

Madsen, T. & Cedergreen, N., 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47(2), 283-291.

Mangiafico, S., 2017. Rcompanion: Functions to support extension education program evaluation. R package version 1.10.1. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=rcompanion>.

Marshall, E. & Westlake, D., 1978. Recent studies on the role of aquatic macrophytes in their ecosystem. Proceedings EWRS 5th Symposium on Aquatic Weeds, 43-51.

Mortensen, E., 1977. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. *Journal of Fish Biology*, 11(6), 613-617.

Nikora, V., Larned, S., Nikora, N., Debnath, K., Cooper, G. & Reid, M., 2008. Hydraulic resistance due to aquatic vegetation in small streams: field study. *Journal of hydraulic engineering*, 134(9), 1326-1332.

Painter, D., 1988. Long-term effects of mechanical harvesting on Eurasian watermilfoil. *J. Environ. Manage*, 15, 263-271.

Pearl, R. & Slobodkin, L., 1976. The growth of populations. *The Quarterly Review of Biology*, 51, 6-24.

Pinheiro, J., Bates, D., Debroy, S., Sarkar, D. & R Core Team, 2016. Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-128, URL: <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>.

R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. URL <https://www.R-project.org>.

Sabbatini, M. & Murphy, K., 1996. Response of Callitriche and Potamogeton to cutting, dredging and shade in English drainage channels. *Journal of Aquatic Plant Management*, 34, 8-12.

Sagrario, M. & Balseiro, E., 2010. The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. *Freshwater Biology*, 55(10), 2153-2166.

Sand-Jensen, K., Jeppesen, E., Nielsen, K., Bijl, L., Hjermand, L., Nielsen, L. & Iversen, T., 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater biology*, 22(1), 15-32.

Strijbosch, H., 1979. Habitat selection of amphibians during their aquatic phase. *Oikos*, 363-372.

Tjur, T., 2009. Coefficients of determination in logistic regression models — A new proposal: The coefficient of discrimination. *The American Statistician*, 63(4), 366-372.

Twilley, R., Brinson, M. & Davis, G., 1977. Phosphorus absorption, translocation, and secretion in *Nuphar luteum*. *Limnology and Oceanography*, 22(6), 1022-1032.

Waterschap De Dommel, 2014. Beheer en Onderhoudsrichtlijn (BOR), Kleine Dommel Heeze Geldrop. Oosterhout. Anteagroep.

Bijlagen

Bijlage 1 Onderzoekspots coördinaten

Tabel 9 – Alle onderzoekspots gebruikt in het groeiseizoen 2017 met hun respectievelijke coördinaten in WGS84 en Rijksdriehoeksstelsel.

Plot	Latitude	Longitude	RD x	RD y
Grote beek Sterrenkroos 1	52.029008	6.237088	213325	449304
Grote beek Sterrenkroos 2	52.028985	6.237223	213334	449302
Grote beek Gele plomp / Riet 1	52.044176	6.185296	209752	450952
Grote beek Gele plomp / Riet 2	52.044073	6.185993	209800	450941
Eefse beek 1	52.173352	6.265440	215076	465386
Eefse beek 2	52.173419	6.265756	215097	465394
Eefse beek 3	52.175913	6.272071	215526	465677
Eefse beek 4	52.175974	6.272186	215534	465684
Eefse beek 5	52.177941	6.282029	216204	465911
Eefse beek 6	52.177954	6.282146	216212	465912
Eefse beek 7	52.178087	6.284659	216384	465929
Eefse beek 8	52.178024	6.284978	216406	465923
Eefse beek 9	52.176649	6.298333	217321	465781
Eefse beek 10	52.176609	6.298537	217335	465777
Eefse beek controle 1	52.176502	6.299057	217371	465765
Eefse beek controle 2	52.176430	6.299419	217396	465758
Eefse beek controle 3	52.176344	6.299889	217428	465748
Eefse beek controle 4	52.176307	6.300258	217453	465745
Eefse beek controle 5	52.176249	6.300803	217491	465739
Molenbeek	52.180467	6.316495	218558	466221
Afwatering van Herkel	52.166839	6.349222	220816	464735
Zuidelijk afwateringskanaal controle 1	52.180310	6.530222	233175	466413
Zuidelijk afwateringskanaal controle 2	52.180480	6.529984	233159	466432
Zuidelijk afwateringskanaal controle 3	52.180568	6.529797	233146	466441
Zuidelijk afwateringskanaal controle 4	52.180607	6.529616	233133	466445
Zuidelijk afwateringskanaal controle 5	52.180650	6.529373	233117	466450
Zuidelijk afwateringskanaal 1	52.181141	6.526937	232949	466502
Zuidelijk afwateringskanaal 2	52.181195	6.526664	232930	466508
Zuidelijk afwateringskanaal 3	52.182352	6.521150	232551	466630
Zuidelijk afwateringskanaal 4	52.182394	6.520856	232531	466635
Zuidelijk afwateringskanaal 5	52.182479	6.520415	232501	466644
Zuidelijk afwateringskanaal 6	52.182577	6.520108	232480	466654
Zuidelijk afwateringskanaal 7	52.184680	6.509273	231735	466877
Zuidelijk afwateringskanaal 8	52.184681	6.509177	231728	466877
Zuidelijk afwateringskanaal 9	52.187599	6.499317	231049	467191
Zuidelijk afwateringskanaal 10	52.187716	6.499082	231033	467204

Bijlage 2 R script voor analyses

```
# Install packages and load libraries
install.packages("rcompanion")
install.packages("multcompView")
install.packages("lsmeans")
library(rcompanion)
library(nlme)
library(multcompView)
library(lsmeans)

# Set path and check dataset
path <- "C:\\User\\dataset.csv"
dataset <- read.csv(path, header = T, sep = ";")
summary(dataset)
str(dataset)
attach(dataset)

# Set variable under investigation
y <- cbind(r)

# Determine autocorrelation
model.a <- nlme::gls(y ~ watergang + tijdstip + watergang*tijdstip, data = dataset)
ACF(model.a, form = ~ tijdstip | plot)
model.b <- nlme::lme(y ~ watergang + tijdstip + watergang*tijdstip, random = ~1 | plot, data = dataset)
autocorrelation <- ACF(model.X)
auto_value <- autocorrelation[2, "ACF"]
auto_value

# Run models
model.interaction = lme(y ~ watergang + tijdstip + watergang*tijdstip,
  random = ~1 | plot,
  correlation = corAR1(form = ~ tijdstip | plot, value = auto_value))
model.noInteraction = lme(y ~ watergang + tijdstip,
  random = ~1 | plot,
  correlation = corAR1(form = ~ tijdstip | plot, value = auto_value))
model.noX = lme(y ~ X,
  random = ~1 | plot,
  correlation = corAR1(form = ~ tijdstip | plot, value = auto_value))

# Test whether models significantly differ and which has lowest AIC
anova(model.interaction, model.noInteraction)

# Test which variables are significant and which can be left out
anova(model.interaction)
anova(model.noInteraction)

model.bestfit <- model.X

# Check residuals for normal distribution
residuals.bestmodel <- residuals(model.bestfit)
plotNormalHistogram(residuals.bestmodel)
shapiro.test(residuals.bestmodel)

# Perform ANOVA on model with best fit
model.bestfit <- model.nointeraction
anova.bestfit <- anova(model.bestfit)

# Plot the output
plot(tijdstip, y, ylab = "r")

# Post-hoc analysis Tukey's Honest Significant Difference on the model with the best fit
aov.bestfit <- aov(y ~ tijdstip + watergang)
summary(aov.bestfit)
Tukey.output <- TukeyHSD(aov.bestfit, "moment", conf.level = 0.95)
```

Bijlage 3 Vegetatieopnamen

Tabel 10 – De vegetatieopnamen in de Eefse beek en het Zuidelijk afwateringskanaal op 19/07/2017.
De letters komen overeen met de vegetatieschaal van Tansley (s – sporadic, r – rare, o – occasional, lf – local frequent, f – frequent, la – local abundant, a – abundant, ld – local dominant, cd – codominant, d – dominant).

Watergang	Eefse beek				Zuidelijk afwateringskanaal			
Behandeling	Controle		Stroombaan		Controle		Stroombaan	
Oever (Links/Rechts)	L	R	L	R	L	R	L	R
Totale bedekking (%)	25	25	60	50	70	55	80	60
Breedte opname (m)	ca. 4	ca. 4	ca. 5	ca. 5	3.5	3.5	3.5	3.5
Lengte opname (m)	50	50	50	50	50	50	50	50
<i>Agrostis stolonifera</i>					s		s	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		r	o	r			o	r
<i>Angelica sylvestris</i>								
<i>Berula erecta</i>		lf						
<i>Bidens spec</i>								
<i>Callitriche obtusangula</i>	ld	ld	cd	o	a	la	la	f
<i>Calystegia sepium</i>								
<i>Carex acuta</i>								
<i>Carex vesicaria</i>								
<i>Ceratophyllum demersum</i>			la	o	o		r	
<i>Crassula helmsii</i>			cd	ld				
<i>Eleocharis palustris</i>								
<i>Elodea nutalli</i>	a	f	a	d	d	d	d	d
<i>Epilobium hirsutum</i>								
<i>Equisetum palustre</i>								
<i>Festuca arundinacea</i>								
<i>Filipendula ulmaria</i>								
Flab			cd				f	
<i>Galium aparine</i>								
<i>Glyceria maxima</i>	r		r		r			
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		r			r	o	f	
<i>Iris pseudacoris</i>								
<i>Juncus acutiflorus</i>								
<i>Juncus effusus</i>								
<i>Lemna minor</i>	lf	f	s	o	r	r		
<i>Lemna trisulca</i>	r	a	f	r	r	r	s	
<i>Lemna polyrhiza</i>						s		
<i>Lycopus europaeus</i>								
<i>Myosotis scorpioides</i>	o	o						
<i>Mentha aquatica</i>		r		s		r	s	
<i>Myriophyllum spicatum</i>			la					
<i>Nasturtium spec.</i>	r	r	o		r	s	s	s
<i>Nuphar lutea</i>	o	r			s	r	s	s
<i>Nymphoides peltata</i>			s		f	s	r	
<i>Persicaria amphibia</i>			r	r				s
<i>Phalaris arundinacea</i>								
<i>Phragmites australis</i>						r	r	

<i>Potamogeton pectinatus</i>	lf	lf	a	lf	a	la	la
<i>Potamogeton pusillus</i>						la	f
<i>Ranunculus acris</i>							
<i>Rumex hydrolapathum</i>				r			
<i>Rumex obtusifolius</i>							
<i>Rumex conglomeratus</i>							
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	r			s	s	s	s
<i>Scirpus sylvaticus</i>							
<i>Solanum dulcamare</i>			r				
<i>Sparganium erectum</i>	la	f	o	a	r	o	o
<i>Sparganium emersum</i>			la	o	o		r
<i>Symphytum officinale</i>							
<i>Valeriana officinalis</i>							