

# Verkenning van de mogelijkheid om waterplanten in te zetten als natuurlijke stuwen

H.E. Keizer-Vlek  
P.F.M. Verdonschot



In opdracht van het Ministerie van Economische Zaken, Kennisbasis Onderzoek 'Duurzame ontwikkeling in de groenblauwe ruimte', Thema IV: Ondernemen met ecosysteemdiensten (KB-14-003-046).

# **Verkenning van de mogelijkheid om waterplanten in te zetten als natuurlijke stuwen**

**H.E. Keizer-Vlek**

**P.F.M. Verdonschot**

© 2015 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, E info.alterra@wur.nl, www.wageningenUR.nl/alterra. Alterra is onderdeel van Wageningen UR (University & Research centre).

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

# Inhoudsopgave

<b>SAMENVATTING.....</b>	<b>6</b>
<b>HOOFDSTUK 1 INLEIDING .....</b>	<b>7</b>
1.1 ACHTERGROND.....	7
1.2 DOELSTELLING.....	7
1.3 AFBAKENING.....	7
<b>HOOFDSTUK 2 OVERZICHT BESTAANDE KENNIS .....</b>	<b>8</b>
2.1 STROMINGSFORMULES.....	8
2.2 METHODEN VOOR HET BEPALEN VAN DE STROMINGSWEERSTAND.....	9
2.2.1 <i>Opzoektabelen voor stromingsweerstand</i> .....	9
2.2.2 <i>De invloed van planten op Manning's n</i> .....	10
2.2.3 <i>Ruwheidformuleringen voor vegetatie</i> .....	16
2.3 PLANTEIGENSCHAPPEN.....	18
2.4 INDELING IN MORFOLOGISCHE GROEPEN.....	22
2.5 MODELLEN VOOR WATERPLANTENGROEI .....	23
2.6 INVLOED VAN HET MAAIEN VAN VEGETATIE OP MANNING'S N.....	28
2.7 INVLOED VAN MAAIEN OP DE PLANTENGEMEENSCHAP .....	30
2.8 INSTRUMENT VOOR HET BEREKENEN VAN MANNING'S N.....	31
<b>HOOFDSTUK 3 VAN THEORIE NAAR PRAKTIJK: RISICOANALYSE OP BASIS VAN BESTAANDE CASE STUDIES ...</b>	<b>34</b>
<b>HOOFDSTUK 4 CONCLUSIES.....</b>	<b>36</b>
<b>APPENDIX 1.....</b>	<b>44</b>

## Samenvatting

Waterplanten vormen een essentieel onderdeel van laaglandbeken. Naast hun ecologische functie hebben ze een significante impact op de geomorfologie, waterkwaliteit en waterkwantiteit van laaglandbeken. In Nederland heeft historisch gezien de nadruk altijd gelegen op het verwijderen van waterplanten uit waterlopen om de primaire functie, het watervoerend vermogen, te handhaven. De hoge kosten van het maaibeheer in Nederland in combinatie met de aandacht voor de positieve ecologische effecten van waterplanten vanuit de Kaderrichtlijn Water, de mogelijkheden om water vast te houden met behulp van waterplanten om zo verdroging van natuurgebieden en de toenemende droogteschade in de landbouw tegen te gaan, hebben geleid tot het idee om te kijken in hoeverre het mogelijk is om de werking van stuwen in watergangen te vervangen door waterplanten.

De doelstelling van deze studie is om een overzicht te geven van de in de literatuur beschikbare kennis over stromingsweerstand in relatie tot waterplanten en op welke wijze de eigenschappen van waterplanten van invloed zijn op de stromingsweerstand.

Uit de voorliggende studie kan worden afgeleid dat het achterwege laten van maaibeheer in waterlopen niet per definitie hoeft te leiden tot wateroverlast. Zeker niet wanneer dit gepaard gaat met een peildaling als gevolg van het verwijderen van stuwen. Het is lastig om te voorspellen of en wanneer problemen met de afvoer kunnen worden verwacht. De biomassa van planten bereikt zijn optimum in de zomer, echter de basisafvoer en grondwaterstand zijn in de zomer lager. Het belangrijkste is te bepalen in hoeverre het waterpeil stijgt bij basisafvoer als gevolg van de waterplanten in de waterloop. Bij piekafvoeren is de piekafvoer op zich niet het probleem, maar de extra stijging van de gemiddelde waterstand als gevolg van de obstructie van de watergang door de waterplanten. Bij een piekafvoer zoekt het water namelijk de weg van de minste weerstand en stroomt over de waterplanten heen. Bovendien kunnen ondergedoken waterplanten bij piekafvoeren ombuigen waardoor de stromingsweerstand wordt verminderd ten opzichte van de basisafvoer.

Om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de mogelijkheid om stuwen te verwijderen en maaibeheer in waterlopen achterwege te laten, blijft het echter noodzakelijk om de lokale situatie in ogenschouw te nemen. Dit kan op verschillende manieren: van een 'worst case scenario' waarin bijvoorbeeld ombuiging niet wordt meegenomen, tot het toepassen van uitgebreide modellen om de stromingsweerstand te bepalen.

Er bestaat een grote diversiteit aan methoden/modellen om de stromingsweerstand in waterlopen als gevolg van vegetatie te beschrijven. Grofweg kan men de modellen indelen in twee groepen: (1) modellen op een laag schaalniveau, die gebruik maken van specifieke eigenschappen van individuele planten en (2) modellen op een hoger schaalniveau die gebruik maken van de kenmerken van een vegetatiepakket. De discussie omtrent welk type model de voorkeur verdient, is momenteel nog niet beslist. De verschillende modellen op laag schaalniveau zijn hoofdzakelijk getoetst op basis van data uit laboratoriumexperimenten met kunstmatige vegetatie en grassen, waardoor de toepasbaarheid in natuurlijke waterlopen lastig valt in te schatten. Tevens vragen deze modellen een zeer specifieke input. Het is echter wel zo dat deze input in Nederland slechts voor een beperkt aantal plantensoorten bepaald hoeft te worden. De Nederlandse waterlopen worden in de meeste gevallen namelijk gedomineerd door hoornblad, sterrekroos of waterpest (ondergedoken waterplanten) en/of lisdodde of riet (emergente waterplanten). Wel zal dan de onzekerheid van deze inputwaarden, die gepaard gaan met eventuele veranderingen in de tijd als gevolg van plantengroei, moeten worden vastgesteld. Behalve voor uitwaarden zijn er geen studies waarin de verschillende modellen met elkaar worden vergeleken aan de hand van veldmetingen en/of experimentele metingen. Een dergelijke exercitie voor waterlopen zou om die reden zeer waardevol zijn.

# Hoofdstuk 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

Waterplanten vormen een essentieel onderdeel van laaglandbeken. Ze dragen niet alleen bij aan de biodiversiteit en bieden een schuilplaats voor vis en hechting voor macroinvertebraten (Suren, 1991; Dodds & Biggs, 2002), maar hebben tevens een significante impact op de geomorfologie, waterkwaliteit en waterkwantiteit. De aanwezigheid van waterplanten voorkomt erosie van de rivierbodem, en speelt een rol in het verwijderen van deeltjes uit de waterkolom door fysische filtratie en sedimentatie. Waterplanten, specifiek de ondergedoken, hebben een drastische invloed op stromingspatronen (Sand-Jensen & Pedersen, 1999), maar hun aanwezigheid hangt tevens af van deze stroomsnelheden (Janauer et al., 2010). (bron: Bal et al., 2011).

Historisch gezien heeft de nadruk altijd gelegen op het verwijderen van waterplanten uit waterlopen om de primaire functie, het watervoerend vermogen, te handhaven, dit om problemen met overstroming en/of suboptimale omstandigheden voor de landbouw te voorkomen. Met de introductie van de Kaderrichtlijn Water (KRW) is er meer aandacht gekomen voor de positieve effecten van waterplanten op de ecologische kwaliteit van waterlopen. In grote delen van Nederland hebben we te kampen met watertekorten in de zomer, die kunnen leiden tot droogteschade, lage waterafvoer en/of het droogvallen van waterlopen. Daarnaast is in veel natuurgebieden in Nederland sprake van verdroging: negatieve effecten op natuurwaarden als gevolg van onvoldoende grondwater van de juiste kwaliteit. Alles bij elkaar, in combinatie met de hoge kosten van het maaibeheer in Nederland, heeft dit geleid tot het idee om te kijken in hoeverre het mogelijk is om de werking van stuwen in watergangen te vervangen door waterplanten. Het is algemeen bekend dat begroeiing in een waterloop leidt tot een afname van het watervoerend vermogen van een waterloop, met als gevolg een algehele stijging van het oppervlaktewaterpeil en het grondwaterpeil.

Het belangrijkste voordeel van de aanwezigheid van stuwen is dat het waterpeil beter beheersbaar is ten opzichte van een situatie met alleen waterplanten. De belangrijkste nadelen van de aanwezigheid van stuwen zijn: de werking als barrière voor migrerende vissen, het peilverschil tussen trajecten in één watergang en de hoge mate van verslibbing van de watergang.

## 1.2 Doelstelling

De doelstelling van deze studie is om een overzicht te geven van de in de literatuur beschikbare kennis over stromingsweerstand in relatie tot waterplanten en op welke wijze de eigenschappen van waterplanten van invloed zijn op de stromingsweerstand. Met deze kennis wordt getracht om te komen tot een beter inzicht in de omstandigheden waaronder waterplanten kunnen worden ingezet ter vervanging van bestaande stuwen.

## 1.3 Afbakening

Deze studie is beperkt tot ondergedoken en emergente waterplanten in langzaam stromende beken, aangezien Kommers & IJland (2000) opmerken dat het rendement van dichtgroeien in sterk hellende gebieden veel lager zal liggen dan in vlak gebied. Verder is de situatie waarbij het water buiten de oevers treedt in deze studie buitenbeschouwing gelaten, net als effecten anders dan op de hydrologie (zoals op bijvoorbeeld de nutriëntenhuishouding en het sedimenttransport).

# Hoofdstuk 2 Overzicht bestaande kennis

## 2.1 Stromingsformules

In het algemeen wordt de waterafvoer in een waterloop/rivier met begroeiing berekend met behulp van de empirische stromingsformules van Chézy of Manning. Deze formules luiden:

Chézy:

$$v = CR^{1/2}S^{1/2} \quad (1)$$

Manning:

$$v = \frac{1}{n}R^{2/3}S^{1/2} \quad (2)$$

waarin:

v = stroomsnelheid ( $m \cdot s^{-1}$ )

C = coëfficiënt van Chézy ( $m^{1/2} s^{-1}$ )

R = hydraulische straal (natte oppervlakte A gedeeld door natte omtrek P) (m)

S = het verhang (-)

n = Manning-coëfficiënt ( $s \cdot m^{-1/3}$ )

De formule van Manning is de meest gebruikte formule voor met vegetatie begroeide kanalen (Querner, 1993; Green, 2005a; O'Hare et al., 2010). De meeste weerstandsadviezen in de literatuur (Cowan, 1956; Chow, 1959; Barnes, 1967; Yen, 1991; Hicks & Mason, 1998) worden dan ook uitgedrukt in termen van Manning's n. De stromingsweerstand in de bovenstaande formules kan niet expliciet berekend worden. Hij kan alleen worden afgeleid uit veldmetingen. (bron: O'Hare et al., 2010).

In plaats van de weerstandcoëfficiënt n wordt in Nederland ook wel de ruwheidsfactor  $K_m (=1/n)$  genomen om de stromingsweerstand te definiëren (Querner & Makaske, 2012). De stromingsweerstand in een waterloop varieert met de waterplanten die er groeien (Pitlo & Dawson, 1990; Sellin & Van Beesten, 2004). Afgezien van de hydrologische analyse, die wordt gebruikt om de instroom van water in een riviersysteem te bepalen, vormt de stromingsweerstand van waterlopen de grootste bron van onzekerheid bij het voorspellen oppervlaktewaterpeilen. (Latapie, 2003; Mc Gahey, 2006) Van de verschillende typen stromingsweerstand vertoont de stromingsweerstand, die wordt veroorzaakt door vegetatie, de grootste natuurlijke variatie (e.g. Defra/EA, 2003; Sellin & Van Beesten, 2004) (bron: O'Hare et al., 2010).

Om de Chézy coëfficiënt beter uit te kunnen drukken in wand- en bodem eigenschappen, is in 1939 de vergelijking van White-Colebrook ontwikkeld (Colebrook, 1939):

White – Colebrook:

$$C = 18 \log \frac{12R}{k_n} \quad (3)$$

Deze vergelijking is geldig wanneer sprake is van hydraulisch ruwe wanden. In het geval van een watergang met natuurlijke wanden en bodem, dat wil zeggen zand, steen of andere natuurlijke materialen, is hier vrijwel altijd sprake van. Voor de waarde van de Nikuradse zandruwheid,  $k_n$ , wordt vaak de representatieve korreldiameter gebruikt van het wand- en bodemmateriaal van de watergang. De vergelijking van White-Colebrook is ook in eerste instantie ontwikkeld om bodemmateriaal als beton, zand en steen uit te drukken in een Chézy coëfficiënt. Tegenwoordig wordt de vergelijking ook wel gebruikt om de ruwheid van vegetatie uit te drukken in de Chézy coëfficiënt. Vuistregel daarbij is, dat voor de Nikuradse zandruwheid de hoogte van de vegetatie wordt gebruikt. Daarbij is de vraag echter of de vergelijking dan niet buiten zijn toepassingsgebied wordt gebruikt (bron: Veldman 2006).



## 2.2 Methoden voor het bepalen van de stromingsweerstand

### 2.2.1 Opzoektabellen voor stromingsweerstand

Historisch gezien wordt de stromingsweerstand vaak ingeschat op basis van beschrijvingen van waterlopen (e.g. Henderson, 1966; Dackombe & Gardiner, 1983; Petts, 1983; Chow, 1959) of op basis van foto's van rivieren met bekende stromingsweerstand (e.g. Barnes, 1967). Een andere methode is afkomstig van Cowan (1956) waarbij de Manning coëfficiënt wordt ingeschat op basis van de individuele effecten van verschillende ruwheidscomponenten:

$$n_o = (n_b + n_1 + n_2 + n_3 + n_4)m$$

$n_o$  = Manning coefficient

$n_b$  = een basiswaarde voor rechte, uniforme, gladde waterlopen van natuurlijke materialen

$n_1$  = een correctiefactor voor onregelmatigheden in de wand/bodem

$n_2$  = een waarde voor variaties in vorm en afmetingen van het dwarsprofiel

$n_3$  = een waarde voor obstructies

$n_4$  = een waarde voor vegetatie

$m$  = een correctiefactor voor het meanderen van een waterloop

Querner & Makaske (2012) concluderen dat de stromingsweerstand vermeld in de internationale literatuur niet veel van elkaar verschillen. Het gaat hierbij echter om waarden voor (semi)-terrestrische vegetaties, zoals verschillende soorten grasland, ruigte en riet. In het geval van watervegetaties blijken de gerapporteerde stromingsweerstand sterk uiteen te lopen. Door Chow (1959) zijn tabellen gegeven waarin voor representatieve begroeiingssituaties de stromingsweerstand is gegeven. In Chow (1959) wordt voor zeer dicht begroeide, kleine natuurlijke beken een minimum waarde van 0.075 een 'normale' waarde van 0.1 en een maximum waarde van 0.15 voor de Manning coëfficiënt gehanteerd. De Werkgroep Waterlopen (1958) en de  $K_m$ -waarden heeft een tabel opgesteld waarin een verband is gelegd tussen de begroeiingstoestand (Tabel 1). De waarde in tabel 1 voor zeer sterk begroeide waterlopen komt overeen met de normale waarde beschreven door Chow (1959).

Tabel1. De begroeiingstoestand van een waterloop en de daarbij behorende  $K_m$ -waarden (bron: Van Hoorn, 1992).

toestand waterloop	$K_m$ waarde ( $m^{1/3} s^{-1}$ )	N
zeer schoon	45 - 30	0.0222 - 0.0333
schoon	35 - 20	
licht begroeid	25 - 15	
matig begroeid	20 - 10	0.1
vrij sterk begroeid	16 - 5	0.0625 - 0.2
zeer sterk begroeid	<10	> 0.1

Green (2005a) beschrijft uitgebreid de onzekerheid van het gebruik van opzoektabellen en foto's voor het vaststellen van de stromingsweerstand. Green (2005a) geeft aan dat de meeste opzoektabellen voor stromingsweerstand niet specifiek voor met vegetatie begroeide rivieren zijn opgesteld, hetgeen zorgt voor een grove onderschatting van de stromingsweerstand. Green (2005a) verwijst naar Chow (1959) waarin de vegetatiecomponent 0.1 kan zijn bij hoge bedekkingen. In werkelijkheid ligt deze waarde volgens Green (2005a) onder normale omstandigheden op 0.3 - 0.5, waarbij in de aanwezigheid van extreme vegetatie waarden zijn geconstateerd van 4.48 (Powell, 1978) en 7.14 (Champion & Tanner, 2000). Vanwege de onbetrouwbaarheid van simpele weerstandstabellen en foto's gecombineerd met de grote ruimtelijke heterogeniteit van planten wordt gepleit voor een meer betrouwbare methode om weerstand als gevolg van vegetatie te bepalen (bron: Green, 2005a).

Ook uit een recente studie van O'Hare et al. (2010) uitgevoerd op 36 beeklocaties in de UK bij basisafvoer, blijkt dat in veld gemeten Manning's n waarden sterk variëren en kunnen oplopen tot ca. 2.3. Deze waarden zijn veel hoger dan de waarden weergegeven in opzoektabellen voor begroeide waterlopen (e.g. Gordon et al., 2004, waarde maximum 0.15). De gemiddelde Manning's n waarden uit O'Hare et al. (2010), in plaats van de maximum waarden komen overeen met de waarden genoemd in de opzoektabellen. Uit diverse andere studies blijkt dat de Manning's n waarden gebaseerd op veldmetingen in rivieren kunnen variëren tussen  $0.05 m^{-1/3} s$  en  $2.25 m^{-1/3} s$  (Green, 2006; Bal & Meire, 2009; De Doncker et al., 2009). De algemene conclusie van deze studie is dat bestaande Manning's n tabellen de stromingsweerstand van sterk begroeide trajecten bij basisafvoer (base flow) significant

zullen onderschatten. Feit blijft wel dat opstuwung in een veldsituatie heel andere oorzaken kan hebben dan de aanwezige vegetatie.

### 2.2.2 De invloed van planten op Manning's n

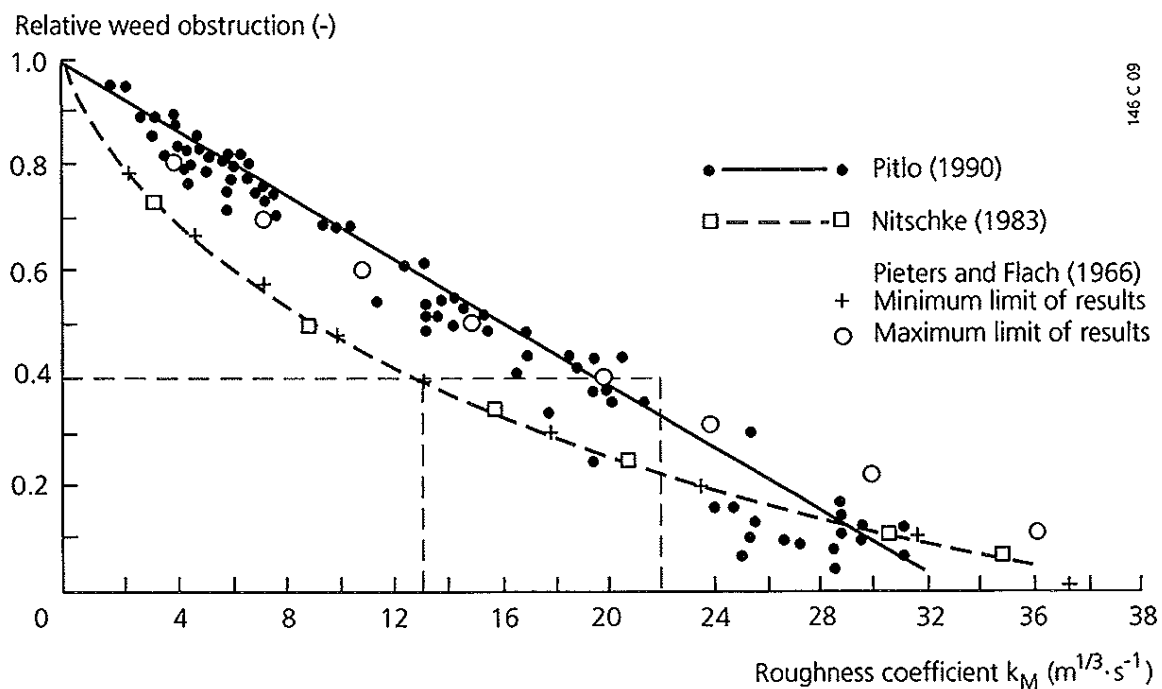
Om een betere inschatting te kunnen maken van de stromingsweerstand in waterlopen begroeid met vegetatie, dan de in paragraaf 2.2.1. beschreven opzoektabelen, worden in deze paragraaf de theorieën/modellen beschreven die zijn ontwikkeld om de relatie tussen de aanwezigheid van waterplanten en de stromingsweerstand te beschrijven.

#### Obstructiecoëfficiënt (blockage factor)

Diverse onderzoeken tonen aan dat de stromingsweerstand varieert met de hoeveelheid plantmateriaal in een waterloop (Dawson & Robinson, 1984; Watson, 1987; Barky et al., 1992; Gurnell & Midgley, 1994; Champion & Tanner, 2000; Green, 2005a,b, 2006; Dun, 2006; Nikora et al., 2006). Naast het direct meten van de stromingsweerstand in het veld, wordt deze in de literatuur vaak geschat met behulp van de obstructiecoëfficiënt (blockage factor). Er bestaan verschillende manieren om de obstructiecoëfficiënt te definiëren:

1. percentage van het dwarsprofiel geblokkeerd/begroeid met vegetatie (Pitlo, 1990), ook wel aangeduid als  $B_x$ .
2. percentage van het volume dat wordt ingenomen door vegetatie in relatie tot het volume van de waterloop, ook wel aangeduid als  $B_v$ .
3. percentage van het (bodem)oppervlak bedekt met vegetatie, ook wel aangeduid als  $B_{sa}$ .

Verschillende studies hebben de relatie tussen relatieve obstructie door vegetatie en de ruwheidsfactor onderzocht (Fig 9, uit Quener, 1993). In figuur 1 zijn metingen weergegeven van Nitschke (1983) in 12 sloten Pieters & Flach (1966) en Pitlo (1990), welke een lineaire relatie aantoonde tussen de twee. Uit figuur 1 kan worden opgemaakt dat de range in ruwheidsfactor groot is. Bij 40% obstructie zou sprake zijn van een  $K_m$  tussen 13 ( $n=0.077$ ) en 22 ( $n=0.045$ ), wat een verschil in afvoercapaciteit van ongeveer 40% betekent.



Figuur 1. Relatie tussen de ruwheidsfactor  $K_m$  en de relatieve obstructie van het dwarsprofiel door waterplanten (bron: Querner, 1993)

Op basis van metingen in het veld en in een meetgoot pleit Querner (1993) ervoor om voor het bepalen van de stromingsweerstand ( $n$ ) alleen het open gedeelte van het dwarsprofiel mee te nemen. De afvoer door het begroeide gedeelte van verschillende dwarsprofielen bleek in zijn studie zo gering ten opzichte van het niet begroeide gedeelte, dat het viel te verwaarlozen. De stromingsweerstand  $K_m$  voor het onbegroeide deel varieerde tussen  $30 - 34 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$  ( $n = 0.0333 - 0.0294$ ).

Naast de studies aangehaald door Querner (1993) zijn er ook meer recente studies van Bakry et al. (1992) en Champion & Tanner (2000) waarin een lineaire relatie is aangetoond tussen  $B_x$  en Manning's  $n$ .

De eerste en de tweede versie van de obstructiecoëfficiënt zijn maten voor de relatieve weerstand en zouden daarom volgens Green (2005a) direct proportioneel moeten zijn aan de volume verplaatsing component of de stromingsweerstand. Green (2005a) twijfelt aan de houdbaarheid van de oppervlakte variant, omdat er geen directe relatie bestaat met de volumeverplaatsing door de planten. Fisher (1992) heeft wel een relatie aangetoond, maar deze is slechts gebaseerd op één locatie. Green (2005a) geeft aan dat de betreffende relatie misschien geldt op die locatie, maar zal variëren voor waterlopen met verschillende dieptes.

Naast de obstructiecoëfficiënt wordt ook de biomassa van waterplanten gerelateerd aan de stromingsweerstand. In een studie van O'Hare et al., (2010) is getracht twee obstructiecoëfficiënten  $B_x$  en  $B_{sa}$  en de biomassa te relateren aan de stromingsweerstand. In deze studie zijn op 36 locaties in de UK begroeid met *Ranunculus spp.* (ondergedoken waterplant) of *Sparganium erectum* (emergente waterplant) bij basisafvoer (dus geen ombuiging) veldmetingen verricht. Gebleken is dat in veld gemeten Manning's  $n$  waarden sterk varieerden en konden oplopen tot ca. 2.3. Deze waarden zijn veel hoger dan de waarden weergegeven in opzoektabelen voor begroeide waterlopen (e.g. Gordon et al., 2004, waarde maximum 0.15). De gemiddelde Manning's  $n$  waarden (ca. 1.3), in plaats van de maximumwaarden voor beide soorten, komen overeen met de waarden genoemd in de opzoektabelen. Uit diverse andere studies blijkt dat de Manning's  $n$  waarden gebaseerd op veldmetingen in rivieren kunnen variëren tussen  $0.05 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$  en  $2.25 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$  (Green, 2006; Bal & Meire, 2009; De Doncker et al., 2009). Feit blijft dat opstuwung in een veldsituatie heel andere oorzaken kan hebben dan de aanwezige vegetatie. Op locaties met *S. erectum* was de gemiddelde Manning's  $n$   $0.125 \pm 0.04$  standard error (s.e.) en op locaties met *Ranunculus spp.* sites de gemiddelde Manning's  $n$  was  $0.124 \pm 0.017$  (s.e.). Een plant index, welke drie maten van abundantie combineerde (% begroeid oppervlak, % begroeid dwarsprofiel en biomassa), verklaarde 70% van de variatie in Manning's  $n$  waarden voor *Ranunculus spp.* sites, terwijl op locaties met *S. erectum* slechts 28% van de variatie kon worden verklaard door het percentage van het dwarsprofiel begroeid met vegetatie. De bedekking met planten behorend bij gemiddelde Manning's  $n$  waarden, voor beide soorten in deze studie, bedroeg ongeveer 40%. Deze hoeveelheid is niet representatief voor zeer dicht begroeide trajecten. De algemene conclusie van deze studie is dat bestaande Manning's  $n$  tabellen de stromingsweerstand van sterk begroeide trajecten bij basisafvoer (base flow) significant zullen onderschatten. Het % begroeid oppervlak en % begroeid dwarsprofiel zorgden voor de beste verklaring van de Manning's  $n$  waarden. Als mogelijke reden voor de 'slechte' relatie met biomassa wordt in het geval van *Ranunculus spp.* aangegeven dat dit mogelijk te maken heeft met de ombuiging die kan optreden bij hogere afvoeren (biomassa blijft gelijk, maar weerstand neemt af). In het geval van *S. erectum* zou de slechte relatie het gevolg zijn van het feit dat het grootste gedeelte van de biomassa van deze plant zich boven water bevindt.

De Doncker et al. (2009) vindt wel een duidelijke relatie tussen Manning's  $n$  en de biomassa (Figuur 2), net als Brooker et al. (1978) en Viaene & Vereecken (2001). In tegenstelling tot O'Hare et al. (2010) heeft De Doncker et al. (2009) de vegetatiegroei gedurende lagere tijd (2.5 jaar) bestudeerd in één rivier (rivier de Aa), waardoor de relatie met biomassa eenduidiger is. Uit de resultaten van De Doncker et al. (2009) blijkt duidelijk dat de Manning coëfficiënt sterk toeneemt in de voorjaar als gevolg van een explosieve groei van de vegetatie, tot deze een piek bereikt in de zomer (Figuur 2). Met het afsterven van de vegetatie in het najaar neemt de Manning coëfficiënt weer af. Een plotselinge afname van de Manning coëfficiënt gedurende het groeiseizoen (Figuur 2) is waarschijnlijk het gevolg van het wegspoelen van vegetatie of door het ombuigen van vegetatie bij hoge afvoeren. De weerstand neemt af, terwijl de afvoer toeneemt. Als gevolg hiervan heeft niet alleen de biomassa, maar ook de afvoer invloed op de Manning coëfficiënt. De Doncker et al. (2009) geeft een formule voor de relatie tussen Manning  $n$  en de biomassa en de afvoer (formule 4).

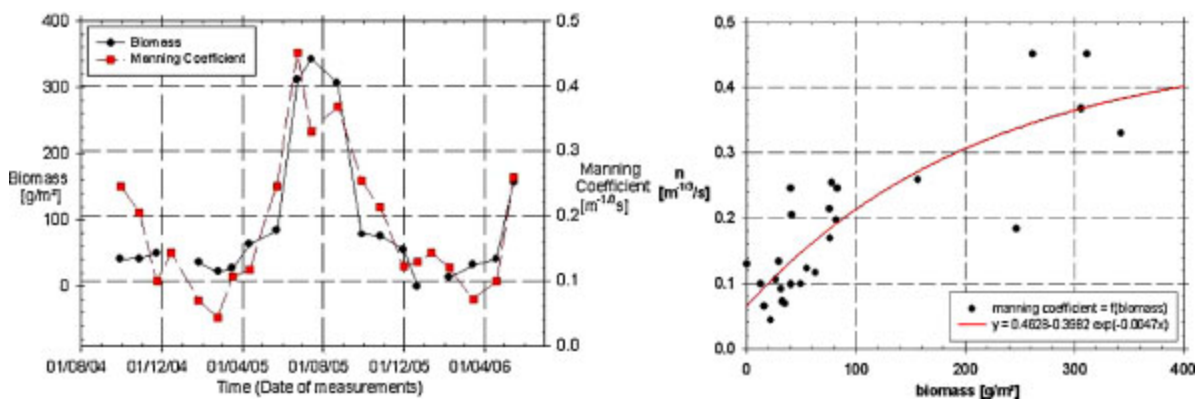
$$n = 0.169 + \frac{0.1568}{q} - 0.1593 \exp(-0.00447 * biomass) \quad (4)$$

In figuur 3 wordt de relatie beschreven in formule 1 weergegeven in driedimensionale vorm.

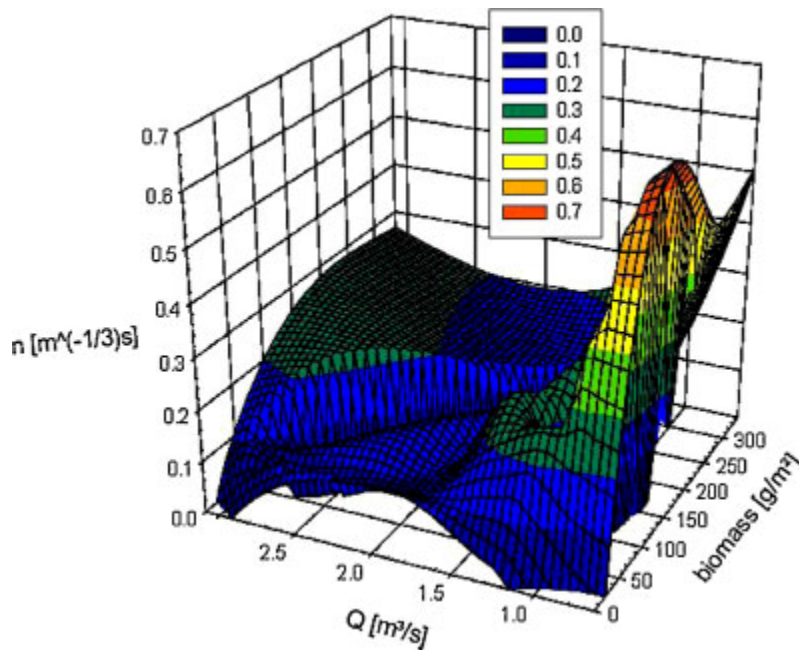
Stephens et al. (1963) geeft aan dat de dimensies van een waterloop belangrijk zijn. In grotere waterlopen (hydraulische straal  $R > 6m$ ), is de seizoensinvloed klein en is de Manning coëfficiënt min of meer stabiel. In kleine waterlopen (dwarsdoorsnede kleiner dan  $18.5 m^2$ ) en voor gemiddelde waarden van de dwarsdoorsnede tussen  $18.5$  en  $185 m^2$ , wordt de Manning coëfficiënt sterk beïnvloed door seizoensvariatie in plantengroei.

Naast de relatie met de biomassa geeft De Doncker et al. (2009) ook een vergelijkbare relatie tussen Manning, afvoer en de obstructiecoëfficiënt  $B_x$ . De relatie tussen de berekende en gemeten Manning  $n$  op basis van formule 4 wordt weergegeven in figuur 4. Hieruit blijkt dat het verschil tussen de berekende en gemeten Manning  $n$  waarde van  $0.1$  voorkomt. Tevens kan uit figuur 4 worden afgeleid dat in het onderzoek geen Manning coëfficiënten van boven de  $0.4$  zijn gemeten.

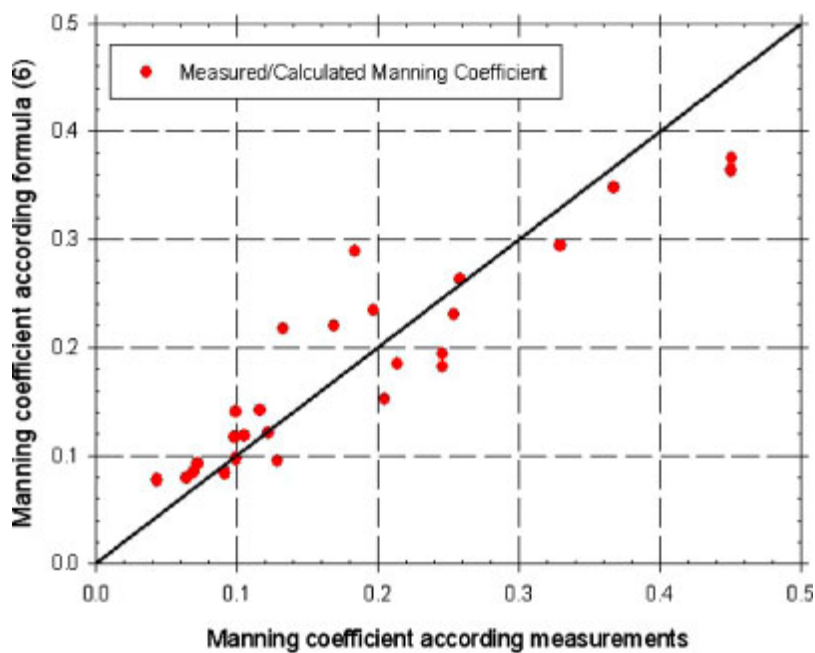
Het nadeel van de formules opgesteld door De Doncker (2009) is dat deze in principe alleen gelden voor de rivier de Aa. Vertaling van de weerstand naar andere waterlopen is lastig. Daarnaast wordt de weerstand homogeen verondersteld, terwijl knelpunten ook sterk de opstuwing kunnen bepalen. Daarnaast geeft 1-dimensionale informatie geen informatie over ruimtelijke patronen en de invloed daarvan op de stromingsweerstand (hier wordt in paragraaf 2.6 verder op ingegaan).



Figuur 2. Berekende Manning coëfficiënt en de gemeten biomassa in de periode September 2004 tot Maart 2006 in de rivier de Aa als functie van tijd (links) en de exponentiele correlatie tussen biomassa en de Manning coëfficiënt in de rivier de Aa gedurende dezelfde periode (bron: De Doncker et al., 2009).



Figuur 3. 3D figuur die de berekende Manning coëfficiënt weergeeft als een functie van biomassa ( $\text{g m}^{-1}$ ) en afvoer  $Q$  ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) (bron: De Doncker et al., 2009).



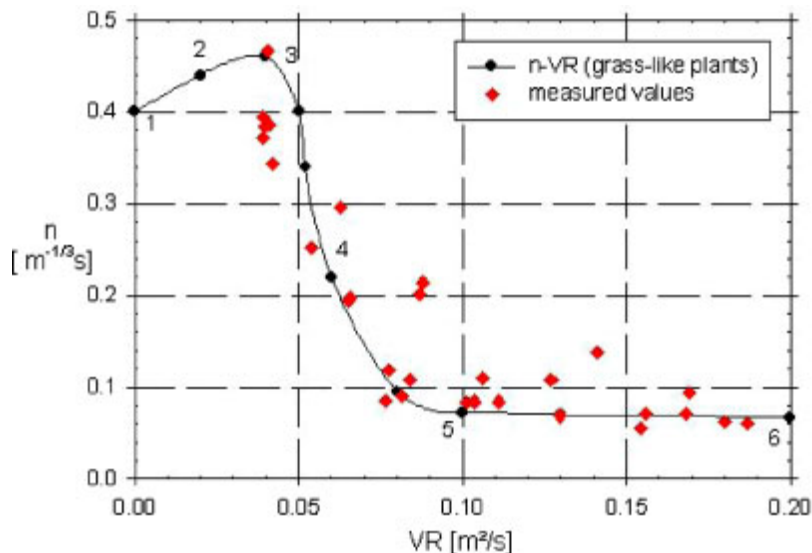
Figuur 4. Manning coëfficiënt berekend op basis van metingen en Manning coëfficiënt berekend op basis van formule (4) (bron: De Doncker et al., 2009).

In verschillende studies is een lineaire relatie aangetoond tussen  $B_x$  en Manning's  $n$  (Bakry et al., 1992; Champion & Tanner, 2000). Green (2005a) daarentegen gaat uit van een niet lineaire relatie en gaf een groot aantal metingen grafisch weer. Als gevolg van grote spreiding in de data is de hypothese over een lineaire versus exponentiele relatie nog steeds een punt van discussie (Green, 2006). Echter, studies in meetgoten met cilindrische elementen (om weerstand te creëren) suggereren dat de stromingsweerstand alleen significant wordt beïnvloed boven een bepaalde vegetatiedichtheid (Bennett et al., 2002), waarna een scherpe toename van de stromingsweerstand plaatsvindt, gevolgd door een lineaire toename met de vegetatiedichtheid daarna (Lopez & Garcia, 2001). De resultaten van deze studies zijn echter lastig te vertalen naar de situatie in echte waterlopen (bron: De Doncker et al. 2009).

**Conclusie: Er bestaat onduidelijkheid over de relatie tussen vegetatiedichtheid en de obstructiecoëfficiënt. Mogelijk treedt pas toename van de weerstand op boven een bepaalde vegetatiedichtheid. Het is duidelijk dat er voor ondergedoken vegetatie niet alleen een relatie bestaat tussen de stromingsweerstand en de obstructiecoëfficiënt, maar ook tussen de stromingsweerstand en de afvoer. Het nadeel van het bepalen van de Manning coëfficiënt op basis van de obstructiecoëfficiënt en de afvoer is dat de onderliggende relaties alleen lijken te gelden voor de specifieke situatie (watergang) waarvoor ze zijn opgesteld.**

#### *Ombuiging/reconfiguratie van waterplanten*

Reconfiguratie van waterplanten als gevolg van hun flexibiliteit kan zorgen voor een afname van de stromingsweerstand en daarmee leiden tot een significante verlaging van de stroomsnelheid. Het gedrag van aquatische vegetatie in de stroming is complex en kan worden onderverdeeld in verschillende categorieën : (i) stengels buigen niet om en gedragen zich als 'rigide elementen', (ii) stengels vibreren en maken onafhankelijk van elkaar een golvende beweging (i.e. Monami) (iii) stengels worden meer significant omgebogen en er sprake van een coherent golvende beweging van de vegetatie (iv) stengels liggen zijn volledig omgebogen en zorgen voor verminderde ruwheid van het bodesubstraat (Gurnell et al., 2014). Door Palmer en Ree (1947) zijn op basis van uitgebreide metingen, grafieken opgesteld die de stromingsweerstand van vegetatie (grassen) weergeven. De Manning coëfficiënt ( $n$ ) is daarbij gerelateerd aan het product van stroomsnelheid en hydraulische straal. De methode van Palmer en Ree (1947) is echter nooit onderbouwd en uit nader onderzoek is gebleken dat de methode alleen voor waterlopen met een groot verhang ( $> 1\%$ ) gebruikt mag worden (Kouwen et al., 1981) en dus niet geschikt is om te worden toegepast op waterlopen in Nederland (bron: Querner & Makaske, 2012). Bevindingen uit een studie van De Doncker et al. (2009) lijken dit weer tegen te spreken. Figuur 5 (rode stippen metingen in de Aa) toont hoe de Manning coëfficiënt verandert met toenemende waarden van het product van de stroomsnelheid ( $V$ ) en de hydraulische straal ( $R$ ), en toont grofweg de posities van de zes regimes van ombuiging. Wanneer de waterplanten niet volledig worden bedekt door de stroming neemt  $n$  langzaam toe met een toename van  $VR$  als gevolg van toenemende beweging van de planten. Echter, de weerstand zal afnemen wanneer de waterplanten volledig ondergedoken zijn en worden gedwongen om te buigen. Minimale waarden voor de stromingsweerstand worden bereikt wanneer het product van  $VR$  groot genoeg is om de planten te dwingen tot volledige ombuiging (Chow, 1959; Green, 2006).



Figuur 5. De relatie tussen Manning's  $n$  en  $VR$  (stroomsnelheid \* hydraulische straal) voor grasachtige planten. De posities van de zes regimes van ombuiging worden grofweg weergegeven. Punten zijn gemeten waarden, de vloeiende lijn indiceert de verschillende regimes (bron: De Doncker et al. 2009).

De door De Doncker et al. (2009) in deze paragraaf beschreven relaties voor de vegetatie-ontwikkeling en de invloed van afvoer maken het mogelijk om te komen tot een betrouwbaardere inschatting van de Manning coëfficiënt in rivieren met vegetatie. Het nadeel van zogenaamde ' $n-VR$ ' relaties is echter, dat de relatie tussen eigenschappen van stroming en effectieve hydraulische weerstand moeten worden

onderzocht voor een brede range aan stromingscondities en vegetatietypen . Wilson & Horrit (2002) geven aan dat dat deze verbanden beperkt toepasbaar zijn, aangezien zelfs voor één vegetatietype geen unieke '*n-UR*' relatie kan worden vastgesteld. Bovendien is extrapolatie naar nieuwe situaties lastig, omdat de onderliggende fysische processen niet bekend zijn (bron: Huthoff, 2007a).

Luhar & Nepf (2013) hebben op basis van laboratorium experimenten aangetoond dat reconfiguratie van de vegetatie, vooral bij volledige ombuiging kan leiden tot verdubbeling van de stroomsnelheid in vergelijking tot de situatie waarbij de vegetatie niet wordt omgebogen. Dijkstra & Uittenbogaard (2010) hebben een volledig mechanistisch model ontwikkeld waarmee de stroomsnelheid en configuratie van zeer flexibele aquatische planten kan worden voorspeld. Het model is gevalideerd door middel van laboratorium experimenten met flexibele plastic strippen. Een vergelijkbare, maar eenvoudigere methode is later voorgesteld door Wenxin et al. (2013), die stengel configuratie voorspelt gebruikmakend van de theorie voor 'large-deflection cantilever beams'.

Luhar & Nepf (2013) concluderen, op basis van mechanistische en empirische overwegingen, dat op de schaal van een traject van een waterloop, de stromingsweerstand hoofdzakelijk wordt bepaald door de obstructiecoëfficiënt  $B_x$ . Voor een vegetatiepakket (patch) met hoogte  $K$  en breedte  $w$  in een waterloop met breedte  $W$  en diepte  $Y$ ,  $B_x = wK/WY$ , aangenomen dat de stroomsnelheid binnen de vegetatie verwaarloosd kan worden, stellen de auteurs de volgende vergelijking voor om de stromingsweerstand te berekenen:

$$C_t = \sqrt{\frac{2}{C_*}} (1 - B_x)^{3/2} \quad (5)$$

met de coëfficiënt  $C_*$  de schuifspanning weergeeft op het grensvlak van niet begroeide en begroeide trajecten  $C_* = 0.05-0.13$ , gebaseerd op kalibratie met velddata.

Wanneer de breedte van de vegetatie-eenheid de gehele waterloop beslaat ( $w=W$ ),  $B_x=K/Y$  (i.e. de submergence ratio) wordt, in het geval van ondergedoken vegetatie, de stromingsweerstand gegeven door:

$$C_t = \sqrt{\frac{2}{C_*}} \left(1 - \frac{K}{Y}\right)^{3/2} + \sqrt{\frac{2}{(C_D)aKY}} \quad (6)$$

met  $a$  het frontale plantoppervlak per volume eenheid ( $m^{-1}$ ). Formule (6) toont dat de stromingsweerstand sterk afhangt van de submergence ratio,  $Y/K$ . Wanneer  $Y/K$  toeneemt, neemt de stromingsweerstand af als gevolg van het ombuigen en onderduiken van de planten en. Dit gedrag lijkt in overeenstemming met de welbekende '*n-VR*' relaties. Om formule 5 en 6 te kunnen oplossen moet de hoogte van de vegetatie  $K$  bekend zijn. In de praktijk blijkt het echter lastig om de hoogte van flexibele vegetatie bij ombuiging te voorspellen Nepf (2012). Kouwen (1992) heeft dit onderzocht voor grassen.  $K$  bleek af te hangen van de biomechanische eigenschappen van de plant weergegeven door een parameter die de overall stijfheid van de vegetatie weergaf. Een andere bron van onzekerheid is gerelateerd aan het feit dat vegetatie parameters, zoals  $a$  en  $K$  kunnen veranderen in de tijd als gevolg van plantgroei (O'Hare et al., 2010) (bron: Gurnell et al., 2014).

Ondanks het feit dat er gedetailleerde studies zijn, die de ruwheid van vegetatie relateren aan de biomechanica van planten Petryk & Bosmajian, 1975; Kouwen & Li, 1980; Naden et al.; 2006). Worden deze methoden in de praktijk weinig toegepast, waarschijnlijk om dat gedetailleerde informatie over de planten vereist is (bron: O'Hare et al., 2010)

De veldmetingen van de stromingsweerstand veroorzaakt door vegetatie uitgevoerd door O'Hare et al. (2010) (beschreven eerder in deze paragraaf) hebben plaatsgevonden bij basis afvoer, zoals gebruikelijk. Hiermee wordt echter geen rekening gehouden met de veranderingen in het ruwheidskarakter van waterplanten met toenemende afvoer. In principe zijn deze resultaten goed bruikbaar voor situaties in sloten en waar planten het waterniveau kunnen laten stijgen zonder dat sprake is van piekafvoer. De veranderingen in stromingsweerstand/ruwheid van waterplanten als gevolg van piekafvoeren vormen echter wel een belangrijke kennislacune (bron: O'Hare et al 2010).

### 2.2.3 Ruwheidformuleringen voor vegetatie

Bij het beschrijven van de weerstand van vegetatie worden twee categorieën onderscheiden:

doorstroomde vegetatie: vegetatiehoogte  $\geq$  waterhoogte

overstroomde vegetatie: vegetatiehoogte  $<$  waterhoogte

Door de vegetatie is er een stromingsweerstand tussen de vegetatielaag en de daarboven gelegen waterlaag als gevolg van de ruwheid aan de bovenkant van de vegetatie als gevolg van turbulentie en obstructie. Daarnaast kan de flexibiliteit van overstroomde vegetatie een rol spelen. Door ombuiging onder stromingsdruk reduceert de hoogte van de vegetatie en daarmee de ruwheid (bron: Querner & Makaske, 2012). Waar het ombuigen voor de omstandigheden in de uiterwaarden is te verwaarlozen (Klaassen et al., 1999), geldt dat niet in waterlopen begroeid met flexibele ondergedoken waterplanten. Door verschillende auteurs zijn vergelijkingen opgesteld om vegetatieruwheid te beschrijven gebaseerd op parameters die de karakteristieken van de vegetatie beschrijven, zoals de vegetatie hoogte  $k$ , diameter van de plantenstengels  $D$  en de weerstandscoefficiënt  $C_d$ . Augustijn et al. (2008) heeft drie van dergelijke modellen vergeleken met de conventionele modellen van Manning, Chezy en De Bos & Bijkerk (1963): Van Velzen et al. (2003), Baptist et al. (2005) en (Huthoff et al. (2007b)). Al deze modellen zijn ontwikkeld voor berekeningen aan de doorstroming van begroeide uiterwaarden. De vergelijking is gebaseerd op drie individuele datasets van metingen in experimentele stroomgoten met (kunstmatige) vegetatie. Augustijn et al. (2008) geeft aan dat Manning's  $n$  pas constant kan worden veronderstelt wanneer  $h/k > 5$  is, Huthoff et al. (2007b) legt de grens bij  $h/k > 3$ . Dergelijke situaties zijn echter niet relevant in kleinere waterlopen. Augustijn et al. (2008) concludeert dat de modellen vergelijkbare resultaten geven. Uit de figuren blijkt wel dat een verschil van 0.15 kan optreden tussen modellen bij een maximale  $n$  van 0.5. De vraag is of dat vergelijkbare resultaten zijn. Augustijn et al. (2008) heeft de modellen alleen vergeleken voor situaties waarbij  $h > k$ . Uit zijn figuren blijkt dat voor  $h = k$  de waarden voor Manning  $n$  vergelijkbaar zijn. Kortom, de modellen hoeven alleen worden ingezet wanneer wordt verwacht dat het waterpeil te hoog wordt als gevolg van de stijging van het waterpeil bij de basisafvoer. Augustijn et al. (2008) geeft aan dat het nadeel van modellen gebaseerd op plantkarakteristieken is dat de parameters  $k$ ,  $D$ ,  $m$  en  $C_d$  moeten worden bepaald in het veld en dat deze lastig zijn te bepalen, omdat vegetaties in waterlopen nu eenmaal heterogeen zijn. Daarmee blijven het schattingen net als waarden voor de Manning en Chezy coëfficiënten, die moeten worden ingeschat/gekalibreerd. Voor de  $C_d$  geeft Huthoff (2007b) zelfs aan dat een algemene methodologie om de  $C_d$  van natuurlijke vegetaties te bepalen ontbreekt.

Voor alle drie de modellen geldt dat de stroming door de vegetatie bij  $h/k < 1$  gelijk is aan de vergelijking voorgesteld door Petryk & Bosmaijjan (1975).

$$U_s = \sqrt{\frac{2gi}{C_d m D}} \quad (7)$$

$U_s$  = gemiddelde snelheid oppervlaktelaag ( $\text{ms}^{-1}$ )

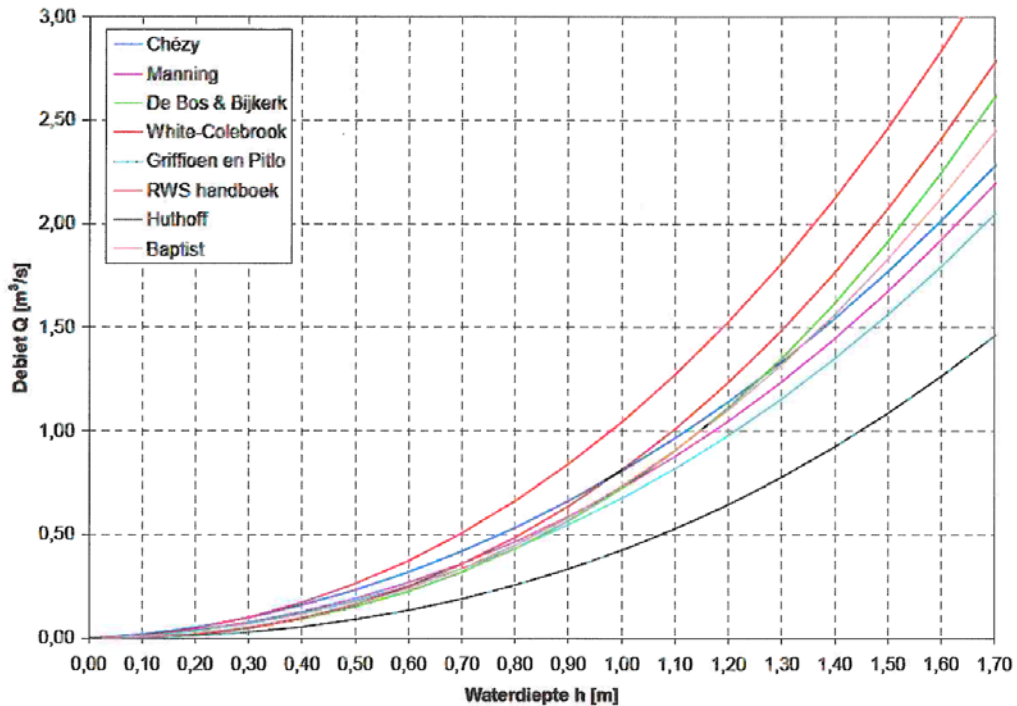
$i$  = verhang

$g$  = versnelling van de zwaartekracht ( $\text{ms}^{-2}$ )

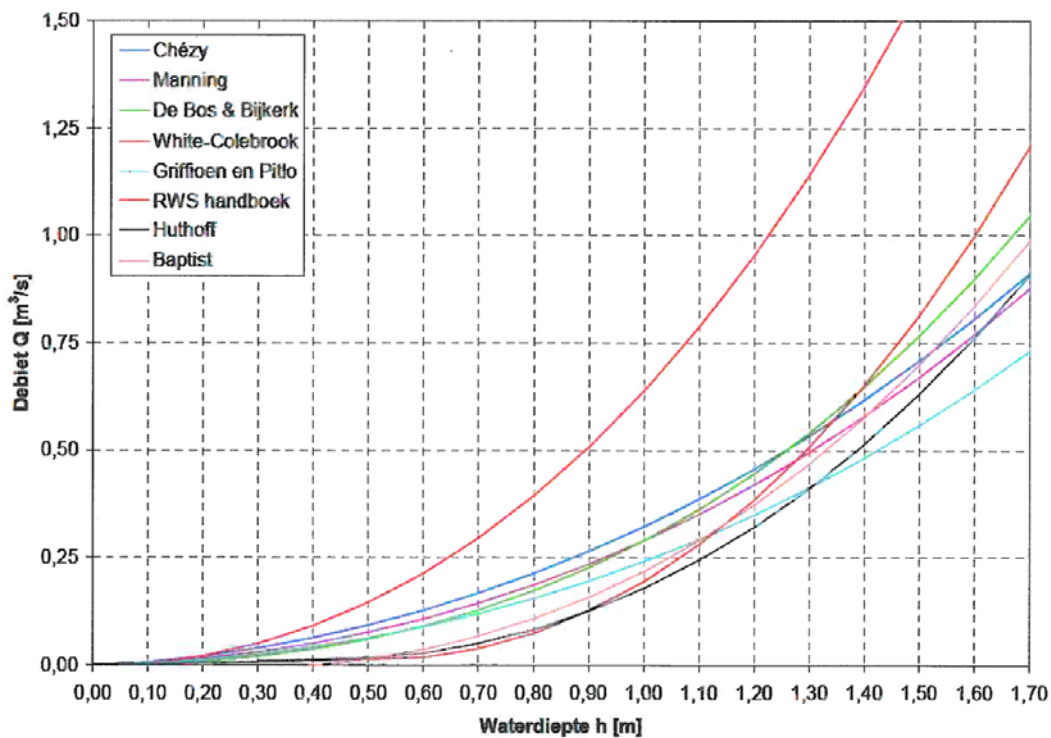
$C_d$  = weerstandscoefficiënt (dragcoëfficiënt)

Naast de studie van Augustijn et al. (2008) heeft ook Veldman (2006) verschillende ruwheidsvergelijken voor vegetatie onder de loep genomen: Griffioen & Pitlo (1991), Baptist et al (2005), Van Velzen et al. (2003), Huthoff et al. (2007b), De Bos & Bijkerk (1963) samen met de meer conventionele vergelijkingen van Manning, Chézy en White - Colebrook. In de aanwezigheid van vegetatie zijn de verschillen tussen de modellen groot (Figuur 6 en 7).





Figuur 6. Grafieken van de verschillende methoden met weinig vegetatie (bron: Veldman, 2006).



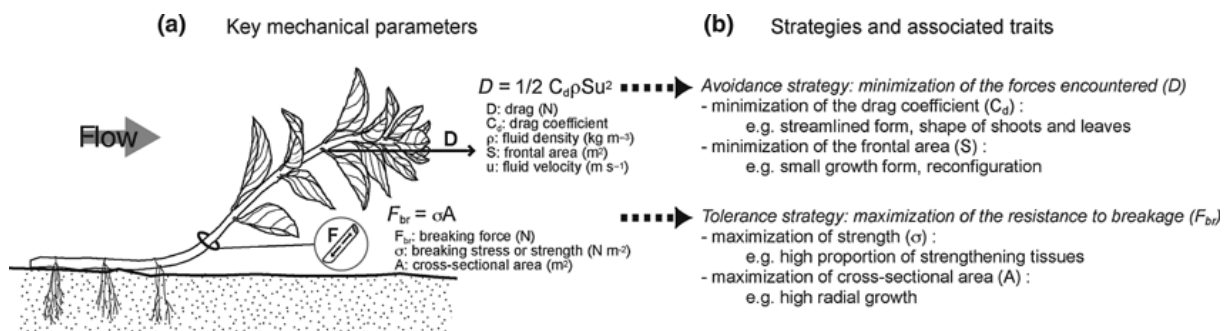
Figuur 7. Grafiek methoden veel vegetatie (bron: Veldman, 2006).

Uiteindelijk spreekt de auteur zijn voorkeur uit voor de methode van Baptist omdat: "deze methode betrouwbaar is, aangezien deze gebaseerd is op 177 stroomgoot experimenten uit 10 onafhankelijk studies en 990 datasets." Het grote nadeel van de studie van Veldman (2006) is, dat geen gebruik is gemaakt van één dataset waarmee alle methoden zijn getoetst. De studie geeft dus alleen inzicht in hoeverre de modellen van elkaar verschillen, zonder inzicht te geven in wat het 'beste' model is.

**Conclusie:** Er bestaat een grote diversiteit aan methoden/modellen om de stromingsweerstand als gevolg van vegetatie te beschrijven. Grofweg kan men de modellen indelen in twee groepen: (1) modellen op een laag schaalniveau, die gebruik maken van specifieke eigenschappen van individuele planten en (2) modellen op een hoger schaalniveau die gebruik maken van de kenmerken van een vegetatiepakket. De discussie omtrent welk type model de voorkeur verdient, is momenteel nog niet beslist. De verschillende modellen op laag schaalniveau zijn hoofdzakelijk getoetst op basis van data uit laboratoriumexperimenten met kunstmatige vegetatie en grassen, waardoor de toepasbaarheid in natuurlijke waterlopen lastig valt in te schatten. Tevens vragen deze modellen een zeer specifieke input. Het is echter wel zo dat deze input in Nederland slechts voor een beperkt aantal plantensoorten bepaald hoeft te worden. De Nederlandse waterlopen worden in de meeste gevallen namelijk gedomineerd door hoornblad, sterrekroos of waterpest (ondergedoken waterplanten) en/of lisdodde of riet (emergente waterplanten). Wel zal dan de onzekerheid van deze input waarden, die gepaard gaan met eventuele veranderingen in de tijd als gevolg van plantengroei, moeten worden vastgesteld. Behalve voor uitwaarden zijn er geen studies waarin de verschillende modellen met elkaar worden vergeleken aan de hand van veldmetingen en/of experimentele metingen. Een dergelijke exercitie voor waterlopen zou om die reden zeer waardevol zijn.

### 2.3 Planteigenschappen

In de vorige paragraaf wordt gesproken over hoe het ombuigen van planten de stromingsweerstand kan doen verminderen. De mechanische krachten die planten in stromend water ondervinden, hangen af van verschillende factoren, waarvan sommige gerelateerd zijn aan de morfologie van de plant, vooral de omvang en vorm van de plant (Figuur 8). De belangrijkste morfologische eigenschappen die planten de mogelijkheid bieden om de mechanische krachten die zij ondervinden te minimaliseren zijn: een klein oppervlak dat wordt blootgesteld aan het water en een vorm die de kracht op een gegeven oppervlak doet afnemen. Een klein oppervlak kan worden bereikt door een kleine groeivorm of door verandering naar een compactere vorm van de vegetatie bij hoge stroomsnelheden (Speck, 2003; Rudnicki et al., 2004; Puijalon et al., 2005). De belangrijkste eigenschappen (traits) die de kracht reduceren, die een plant ondervindt voor een gegeven oppervlak, zijn gelieerd aan de vorm van de stengel en de bladeren en meer algemeen aan het bladerdek (bijvoorbeeld, de mate van stroomlijning; Telewski & Jaffe, 1986b; Sand-Jensen, 2003; Puijalon et al., 2008). De mate van tolerantie, de kracht noodzakelijk om een plantstructuur te breken (bijvoorbeeld stengel), is het product van de oppervlakte van de dwarsdoorsnede en de sterkte van het plantmateriaal (Denny, 1988; Niklas, 1992; Vogel, 2003; Figuur 8). Planteigenschappen die een grote mate van tolerantie tot gevolg hebben zijn daarmee: een grote dwarsdoorsnede van de plantorganen en een groot aandeel versterkend plantenweefsel (Telewski & Jaffe, 1986a; Ennos, 1997; Read & Stokes, 2006). (bron Puijalon et al., 2011).



Figuur 8. Weerstandstrategieën (vermijden en tolerantie) in het geval van blootstelling aan een in één richting bewegende vloeistof. (a) Mechanische sleutfactoren en de belangrijkste krachten betrokken bij het risico op breken (b) Strategieën die het risico op afbreken minimaliseren, door het minimaliseren van de mechanische krachten op de plant of door strategieën die resulteren in het minimaliseren van de kans op afbreken (bron: Puijalon et al., 2011).

Sand-Jensen & Mebus (1996) bewezen dat planten met een groot bladoppervlak aan bossige uitlopers de stroomsnelheid meer reduceren dan planten met gestroomlijnde, langwerpige bladeren. Zij toonden tevens aan dat door de aanwezigheid van waterplanten de stroomsnelheid rondom plantpakketten toenam, wat bijdroeg aan het in stand houden van mozaïeken in vegetatiepatronen.

In het EU-project REFORM is gekeken welke informatie over planteigenschappen (aangeduid als traits in de internationale literatuur) momenteel beschikbaar is (Tabel 2). Dergelijke informatie kan vervolgens worden gebruikt om de stromingsweerstand in een waterloop (beter) te voorspellen. Uit tabel 2 kan worden afgeleid dat (voldoende) informatie beschikbaar ten aanzien van de volgende traits, die een directe relatie hebben met de mate waarin zij obstructie van de waterloop veroorzaken:

- morfotype
- hoogte/lengte in cm's (bron: PLANTATT)
- levensduur in drie categorieën: eenjarig, tweejarig en overblijvend (bron: PLANTATT)
- flexibiliteit in drie categorieën: kruidachtig, semi-houtig en houtig (bron: PLANTATT)

In Appendix 1 wordt een overzicht gegeven van de waarden voor de bovenstaande traits, zoals die zijn gehanteerd in REFORM.

Andere traits waarvan weinig tot niets bekend is, maar die wel direct van invloed zijn op de obstructie van een waterloop zijn: de sterkte van de stengel en het feit of een plant al of niet afsterft in de winter.

Naast traits die een directe relatie hebben met de obstructie van een waterloop zijn ook de traits die een relatie hebben met successie en weerstand tegen verstoring (bijvoorbeeld maaien) van belang om de uiteindelijke effecten van planten als stuw te kunnen beoordelen. De eerste resultaten van onderzoek binnen het EU-project REFORM indiceren dat de verdeling van traits in Deense rivieren sterk is beïnvloed door eutrofiëring en hydromorfologische veranderingen (Cavalli et al., 2014). Deze verschuiving naar soorten, die zich kunnen voortplanten vanuit meristemen en locaties kunnen domineren door een hoge productie, hebben tevens gevolgen voor fysische processen.

Tabel 2. Lijst van planteigenschappen (traits), die bepalen in hoeverre een plant fluviale geomorfologische en hydrologische processen kan beïnvloeden, overzicht welke processen een trait beïnvloed en de informatie die beschikbaar is over een trait (bron: Gurnell et al., 2014).

trait type	trait	verspreiding	successie	obstructie van de waterloop	depositie van sediment	tolerantie voor verstoring	algemene beschikbaarheid	gebruikte bronnen	beschrijving van de toegepaste trait
vorm	morfotype	x		x	x	x	alleen beschikbaar voor macrofyten	expert- oordeel door REFORM partners.	
	grootte			X	x	X	Beschikbaar als hoogte of lengte of categorieën	PLANTATT	Hoogte/lengte
	flexibiliteit			X	x	X	Zelden gekwantificeerd meettechnieken worden beschreven	PLANTATT	drie categorieën 1=kruiddachtig 2=semi-houtig 3=houtig
	sterkte van de stengel			X	x	X	beschreven als vorige trait		geen surrogaat
	sterkte van de wortel					x	beschreven als vorige trait		geen surrogaat
	worteltype				x	X	Beschikbaar in soortsbeschrijvingen en verzameld voor REFORM	verschillende	drie categorieën adventitious, fibrous, tap or other
winter biomassa	levensduur		X	x	x	x	beschreven voor veel soorten maar niet verzameld	PLANTATT	Drie categorieën: eenjarig, tweejarig, overblijvend
	senescentie (veroudering)			x	x	x	zelden gerapporteerd		Geen surrogaat
grime strategy	CSR		x				strategie gekwantificeerd voor soorten in de UK experimenteel onderzocht door Grime et al. 1998		
vestiging	hydrochory		X			x	informatie verspreid beschikbaar		
	klonale groei		x			X	beschikbaar in verschillende vormen in trait databases	PLANTATT	Based on the clone 1 trait. Local dominance by rapid clonal growth all turned to 1 upto node1 node1=2, node2=3, Rhiz1=2, Rhiz2=3, root=3, stol1=2, Stol2=3,

trait type	trait	verspreiding	successie	obstructie van de waterloop	depositie van sediment	tolerantie voor verstoring	algemene beschikbaarheid	gebruikte bronnen	beschrijving van de toegepaste trait
									Tip=3
	vegetatieve reproductie		x			x	Beschikbaar in verschillende vormen in trait databases		
	breedtegraad	x					Geografische range vaak beschreven per biogeografische regio maar niet systematisch en kwantitatief verzameld		
	lengtegraad	X					Als bovenstaand		
	hoogte	x					Als bovenstaand		
Ellenberg	F	X					Direct beschikbaar voor vele soorten	PLANTATT, Ciocârlan of BIOFLOR.	Geen vervanging
	N	x						PLANTATT, Ciocârlan of BIOFLOR.	Geen vervanging
dominantie							Niet beschikbaar in trait databases		

## 2.4 Indeling in morfologische groepen

De hydraulische krachten op de schaal van de individuele plant worden bepaald door de morfologische structuur en om deze reden kan de stromingsweerstand worden geclassificeerd in termen van genetische taxonomie (Bal et al., 2011). Individuele planten zorgen voor weerstand, maar omdat planten in stroming vaak gezamenlijk opereren zorgen ze voor weerstand op het schaalniveau van een plantenpakket. Omdat weerstand speelt op het schaalniveau van een plantenpakket is het voor de hand liggend om planten in te delen op basis van hun functionele vorm in plaats van op genetische taxonomie. Green (2005a) suggereert een indeling in vier typen: emergenten, vrij drijvende planten, wortelende planten met drijfbladeren en ondergedoken waterplanten. Bal et al. (2011) kon op basis van metingen drie groepen waterplanten met vergelijkbare stromingsweerstand onderscheiden (de vierde groep, de vrij drijvende planten, maakten geen onderdeel uit van zijn studie) gebaseerd op hun architectonische structuur: emergente waterplanten, ondergedoken waterplanten en waterplanten met drijfbladeren (Tabel 3). Wel moet worden opgemerkt dat deze indeling is gebaseerd op metingen aan slechts vijf soorten. Bovendien gaat het om een experiment uitgevoerd in een meetgoot met gelijke biomassa aan plantenmateriaal voor alle soorten. Je kunt je afvragen of bij een gelijke biomassa de obstructie van de waterloop voor verschillende planten wel gelijk is. Bovendien zijn de gemeten verschillen in weerstand zeer klein in vergelijking met de weerstanden die worden gemeten in het veld. De studie is uitgevoerd bij (oppervlakte) bedekking van 19%. Het is mogelijk dat verschillen pas evidenter worden bij een grotere mate van obstructie.

Tabel 3. De gemiddelde Manning's n (gemiddelde voor verschillende afvoeren en vegetatiepatronen) van vijf waterplanten (bron: Bal et al., 2011)

soort	categorie	Manning's n ( $m^{-1/3}$ )
<i>Sparganium erectum</i>	emergent	0.03
<i>Stuckenia pectinata</i>	wortelende planten met drijfbladeren	0.04
<i>Potamogeton natans</i>	wortelende planten met drijfbladeren	0.04
<i>Ranunculus pinnatifidus</i>	ondergedoken	0.05
<i>Callitriche platycarpa</i>	ondergedoken	0.05

Green (2005a) geeft aan dat emergente waterplanten in zijn algemeenheid geen significante overstromingen in beken veroorzaken, doordat zij hoofdzakelijk groeien langs de oevers van waterlopen. Dit gaat echter niet op wanneer de stroomsnelheden in een waterloop zo laag zijn dat emergente waterplanten ook het midden van de waterloop kunnen koloniseren. De Doncker et al. (2009) geeft aan dat hoge afvoeren in combinatie met emergente waterplanten in een watergang kunnen leiden tot problemen. De emergente planten, die onder normale omstandigheden boven het water uitsteken, kunnen het water in worden gedrukt, met als gevolg een afname van de dwarsdoorsnede van de watergang (Viaene & Vereecken, 2001). Dit betekent dat voor emergente planten de relatie tussen afvoer en de Manning coëfficiënt proportioneel is; doordat geen ombuiging (zoals bij ondergedoken waterplanten) plaatsvindt neemt de stromingsweerstand verder toe.

**Conclusie: In de aanwezigheid van emergente waterplanten hoeven ruwheidvergelijkingen alleen rekening te houden met de doorstroomde situatie, terwijl in het geval van ondergedoken vegetatie ook rekening moet worden gehouden met ombuiging bij piekafvoeren en als gevolg daarvan een verminderde stromingsweerstand. Hoewel het voor de hand lijkt te liggen om waterplanten in te delen in groepen met vergelijkbare stromingsweerstand op basis van hun morfologische structuur, ontbreekt momenteel nog hard bewijs voor een dergelijke indeling.**

## 2.5 Modellen voor waterplantengroei

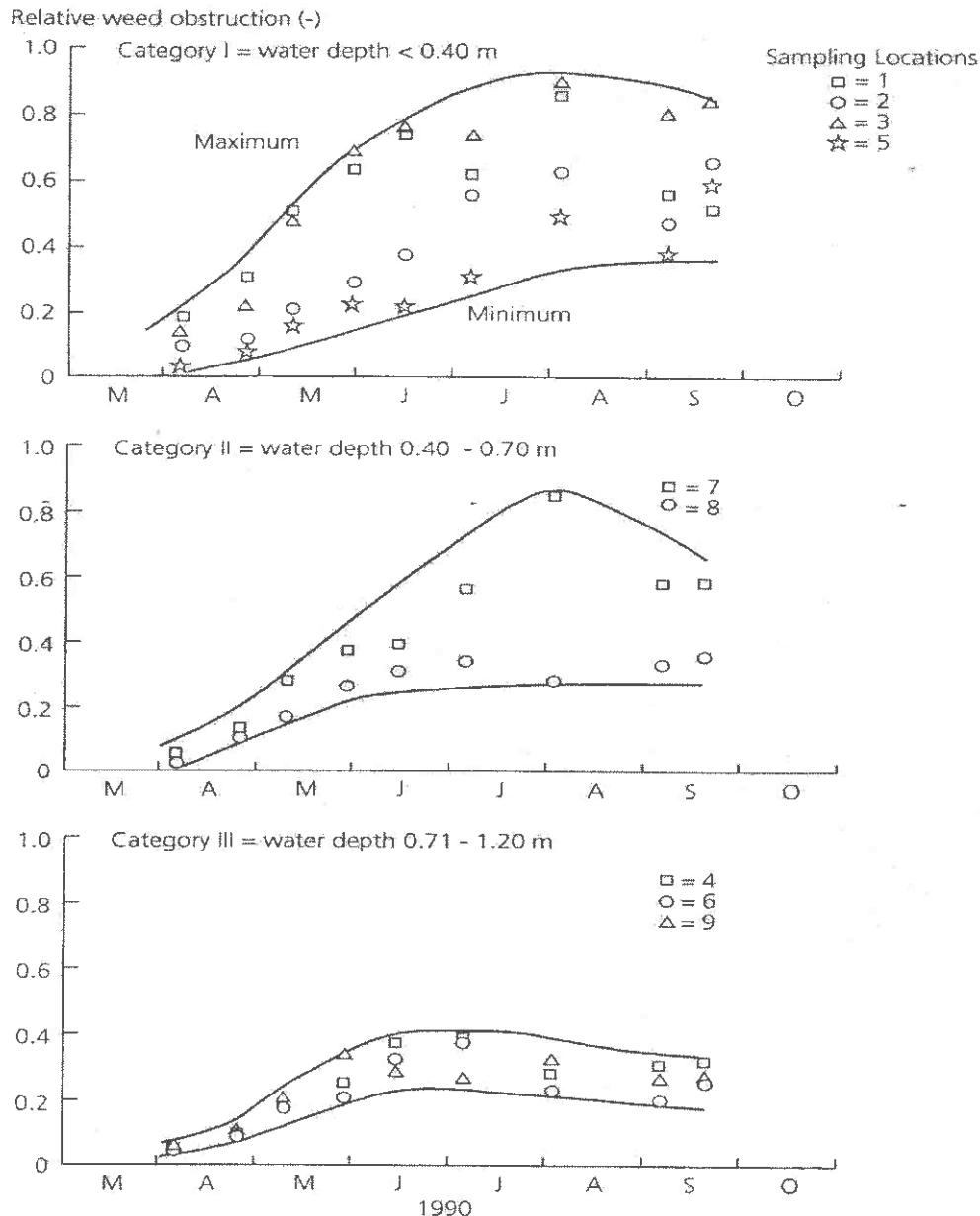
Modellen kunnen worden gebruikt om de ontwikkeling van de waterplanten gedurende het groeiseizoen te voorspellen. Door deze ontwikkeling te voorspellen kan een veel betere schatting worden gegeven van het verloop van de stromingsweerstand gedurende het groeiseizoen, aangezien een toename van de biomassa zal betekenen dat de stromingsweerstand toeneemt (paragraaf 2.2.2). Tevens kan een model worden gebruikt om te komen tot een inschatting van de maximale stromingsweerstand gedurende het groeiseizoen of over meerdere jaren. Voor het opstellen van een goed model is het van belang om inzicht te hebben in de belangrijkste factoren die van invloed zijn op de vegetatieontwikkeling. Zowel Carr et al. (1997) als Bornette & Puijalon (2011) hebben in een review de belangrijkste factoren voor plantengroei bepaald. In beide studies worden licht, temperatuur, fosfor, stikstof, koolstof en waterbeweging (stroomsnelheid) genoemd als belangrijke factoren. Daarnaast noemen Bornette & Puijalon (2011) substraat als belangrijke factor en verstoring in de vorm van overstroming of tijdelijke daling van het waterniveau. Een belangrijke factor, die in beide studies ontbreekt, maar die zeker zal moeten worden meegenomen in een model voor plantengroei is onderhoud.

In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de bestaande modellen voor plantengroei beschreven door Carr et al. (1997).

Tabel 4. Summary of aquatic plant simulation models (bron: Carr et al, 1997)

referentie	modelbeschrijving
Scheffer et al., 1993	MEGAPLANT: model dat algemene wetmatigheden en nieuwe theorieën beschrijft; ondergedoken waterplanten in meren
Collins and Wlosinski, 1989	CE-QUAL-R 1: algemeen waterplanten submodel voor stuwmeren
Davis and McDonnell, 1997	Soort-specifiek biomassa model voor wortelende waterplanten
Wright and McDonnell, 1986a, 1986b	Ondergedoken vegetatie in beken in Pennsylvania
Titus et al., 1975	WEED: <i>Myriophyllum spicatum</i> biomassa model voor Lake Wingra, WI
Best, 1981	<i>Ceratophyllum demersum</i> groei model voor de Vechtplassen in Nederland
Hootsmans, 1994	SAGAI: <i>Potamogeton pectinatus</i> groei model voor ondiepe eutrofe meren, WI
Toerien et al., 1983	<i>Salvinia molesta</i> fosfor, stikstof en temperatuur groei model voor viskweekvijvers
Wetzel and Neckles, 1986	<i>Zostera marina</i> groei model voor Chesapeake Bay
Gordon and McComb, 1989	Groeimodel voor <i>Cladophora montagneana</i> in een eutroof Australisch estuarium
Canale and Auer, 1982a, 1982b	Algemeen <i>Cladophora</i> biomassa model voor de Great Lakes
Painter and Jackson, 1989	Intern fosfor <i>Cladophora</i> model voor de Great Lakes

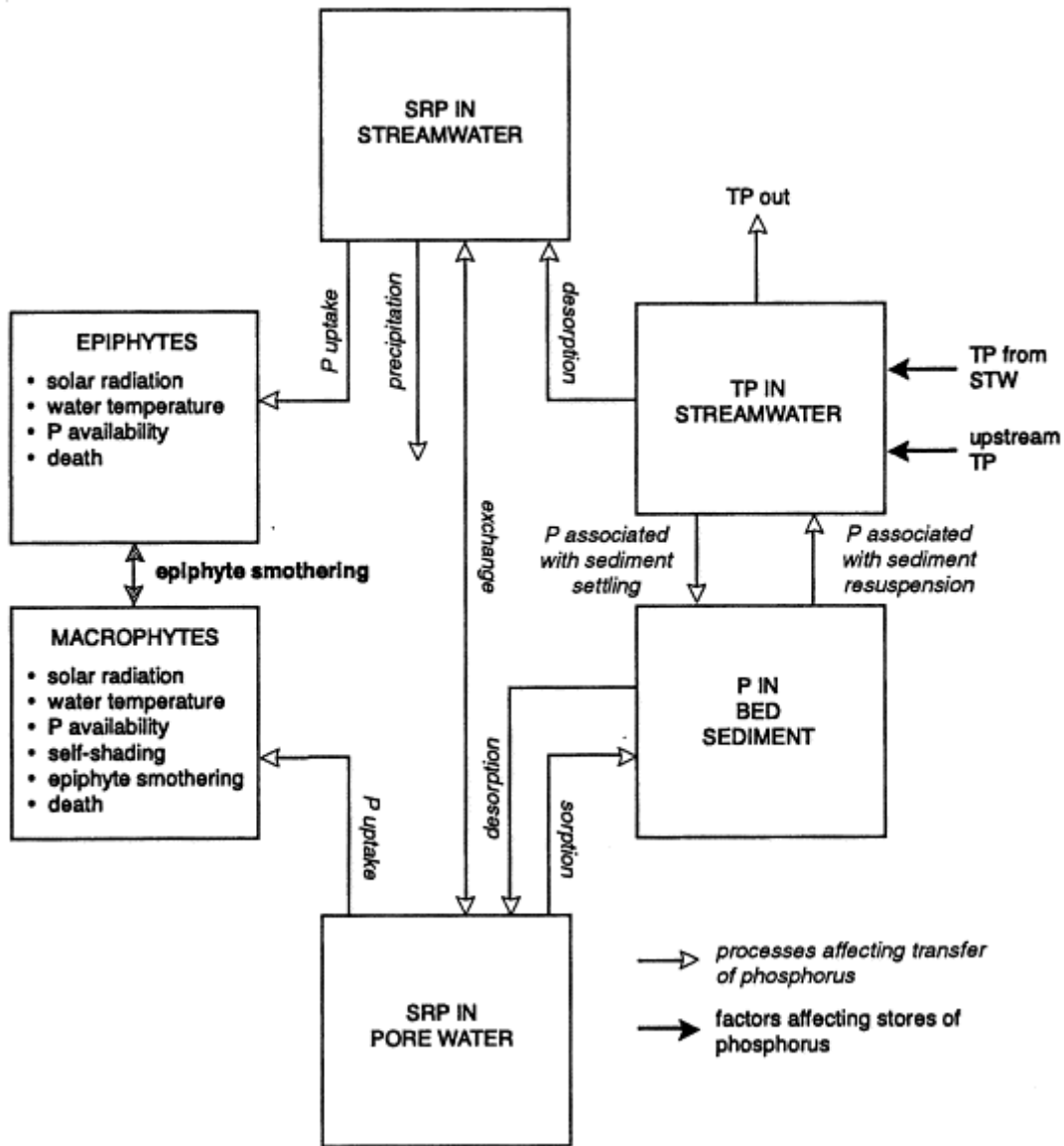
Querner (1993) geeft aan dat er slechts beperkt modellen beschikbaar zijn voor plantengroei en dat de modellen die er zijn alleen zijn opgesteld voor individuele soorten. Als voorbeeld geeft hij het simulatiemodel van Best (1981) ontwikkeld voor *Ceratophyllum demersum*. Vanwege het gebrek aan modellen heeft Querner (1993) op een aantal locaties het verloop van de plantengroei gedurende het seizoen gemeten, waarbij de waterlopen waren onderverdeeld in drie categorieën op basis van waterdiepte: < 0.4 m, 0.4 - 0.7 m en 0.71 – 1 m (Figuur 9). Deze indeling naar waterdiepte hangt samen met het feit dat de waterplantengroei afneemt met toenemende waterdiepte als gevolg van minder licht. Uit figuur 9 blijkt dat afhankelijk van de overige omstandigheden op een locatie de relatieve obstructie met waterplanten nogal uiteen kan lopen; bijvoorbeeld van 30% tot 90% bij een waterdiepte van < 0.4 m. Bij een waterdiepte van 0.71 – 1.2 m lijken de verschillen minder groot (maximaal 20% verschil). Op basis van de relatie van Pitlo (1990) komt 30% overeen met een Manning coëfficiënt van ongeveer 0.04 en een bedekking van 90% met een Manning coëfficiënt van 0.3. De door Querner (1993) gehanteerde methode lijkt daarmee niet geschikt (te variabel) om tot een inschatting te komen van de verhoogde stromingsweerstand als gevolg van vegetatiegroei.



Figuur 9. Verloop in de tijd van de relatieve obstructie van het dwarsprofiel door waterplanten voor drie waterdiepte categorieën (bij hoge afvoeren) op verschillende locaties in 1990 (bron: Querner, 1993).

Wade et al. (2001) hebben het "Kennet Model" ontwikkeld en toegepast op een traject van de River Kennet in het Verenigd Koninkrijk (Figuur 10). Met het model kan de fosforkringloop en waterplantenontwikkeling (biomassa) in een beek worden gesimuleerd. Uitgangspunt van het model is dat beken in het Verenigd Koninkrijk P gelimiteerd zijn. De component van het model die de plantengroei beschrijft is gebaseerd op het conceptuele model van Ham et al. (1981). Volgens Harm et al. (1981) zijn debiet, baggeren, instraling en beschaduwning door epifytische algen groeiend op de planten, de belangrijkste sturende factoren voor de waterplantengroei. Het model is gebaseerd op data van twee rivieren (de River Kennet en Lambourn) waar de watervegetatie hoofdzakelijk bestond uit *Ranunculus*.





Figuur 10. Schematisch model van de fosfor kringloop in de beek met de belangrijkste opslag en transfer processen.

Specifiek voor ondiepe lijnvormige wateren in Nederland heeft Janse (2005) het model PCDitch ontwikkeld. PC ditch kan beschouwd worden als een competitie model tussen verschillende functionele groepen van waterplanten (ondergedoken, drijvend en emergent) gekoppeld aan de beschrijving van nutriëntenkringlopen Janse (2005). Het model beschrijft kringlopen voor zuurstof (O), drooggewicht (D), fosfor (P) en stikstof (N) (Figuur 11). Alle plantgroepen en het detritus worden gemodelleerd in termen van O, D, P en N.

Als input voor het model moet de gebruiker waarden voor de volgende variabelen aanleveren:

(a) Sloot karakteristieken

- gemiddelde (initiële) waterdiepte (m)

Sediment:

- drooggewicht (d.m.) (%)

- organisch stofgehalte (% of d.m)

- lutum [%] en/of Fe and Al (mg/g)

- of (indien niet beschikbaar) inschatting van het type sediment, bijvoorbeeld klei, zand, veen

(b) Input van water en nutriënten

- watertoevoer (mm/d) of verblijftijd (d)
- infiltratie/kwel (indien aanwezig)
- externe P en N belasting ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) of concentraties van het binnenkomende water (mg/l)
- input of concentraties van (anorganisch) opgelost materiaal in het aangevoerde water.

(c) overige input

- watertemperatuur
- daglicht

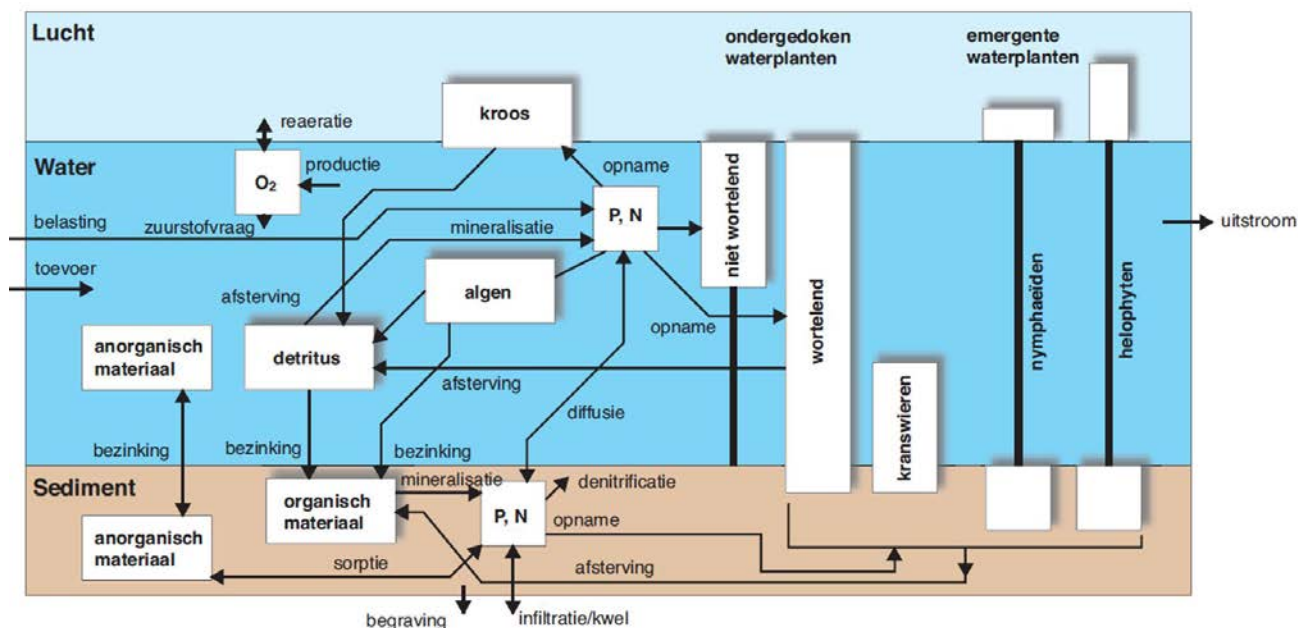
(d) Sloot geschiedenis en onderhoud

- P en N concentraties in de bovenste laag van het sediment of een schatting van de historische belasting met nutriënten.
- aard en frequentie van onderhoudswerkzaamheden: baggeren, maaien.

De belangrijkste output variabelen zijn:

- totaal fosfor in water en sediment
- totaal stikstof in water en sediment
- zuurstofconcentratie in het water
- algenbiomassa of chlorofyl-a (Chla)
- submerse vegetatie (per group and total): biomassa of bedekking
- kroos: biomassa of bedekking
- emergente vegetatie: biomassa of bedekking

Door de complexiteit van ecologische systemen bestaat het sterk vereenvoudigde model nog altijd uit meer dan 200 parameters. Een groot aantal hiervan staat min of meer vast na uitgebreide kalibratie van het model (constanten). Met de inputparameters kan gevarieerd worden (binnen bepaalde bandbreedtes) om systeem specifieke modelleringen uit te voeren (Van Geest, 2011). In de praktijk wordt PCDitch hoofdzakelijk gebruikt om de kritische belasting vast te stellen: de belasting met stikstof of fosfor, waarbij het watersysteem omslaat van een helder (door waterplanten gedomineerd) systeem naar een troebel (door algen gedomineerd) systeem. Daarmee rijst ook de vraag hoe goed het model daadwerkelijk de biomassa aan waterplanten kan inschatten. Janse (2005) geeft aan dat de onzekerheid van de PCDitch modeluitkomsten nog niet zijn vastgesteld. Hij geeft aan dat het model vooral dient om sturende factoren en veelbelovende management strategieën te identificeren/onderzoeken en inzichtelijk te maken, dat verschillende watersystemen anders kunnen reageren op herstelmaatregelen. Bovendien is PCDitch niet geschikt om te worden ingezet in een systeem met korte verblijftijden (minder dan 2 weken) (Van Geest et al., 2011) en is het een model een complex model dat een hoge mate van expertise vraagt van de gebruiker.



Figuur 11. Modelcomponenten voor PC-Ditch (bron: Van Geest et al., 2011).

O'Hare et al (2010) geeft aan dat het is mogelijk om op basis van simpele biogeografische sturende factoren en meer complexe interacties tussen planten en nutriënten plantengroei te voorspellen in riviersystemen in het Verenigd Koninkrijk (O'Hare et al., 2008a,b). Wanneer dergelijke modellen worden ontwikkeld en deze worden geïntegreerd in modellen om watertransport te beschrijven, hebben deze modellen de potentie om te dienen als instrumenten bij het onderhoud van waterlopen. O'Hare et al. (2010) geeft aan dat deze modellen de noodzaak tot veldbezoeken door technici overbodig maken, omdat de input variabelen al routinematig worden verzameld in bestaande monitoringsprogramma's voor de waterkwaliteit. Hieruit volgt een belangrijk punt: het bepalen van de input variabelen voor een groeiemodel moet namelijk niet meer kosten, dan het inschatten/meten van de plantenbiomassa in het veld.

In de meeste modellen wordt gebruik gemaakt van empirische relaties om plantengroei te beschrijven. Empirische relaties zijn simpeler dan mechanistische beschrijvingen van fysiologische processen en ze kunnen leiden tot toetsbare hypothesen over de factoren die waterplantengroei beïnvloeden. Wel moet rekening worden gehouden met het feit dat empirische relaties niet kunnen worden gebruikt voor voorspellingen in situaties waarvoor ze niet zijn gekalibreerd en gevalideerd (Best, 1990). Hoewel modellen voor waterplantengroei bruikbare instrumenten zijn om te leren begrijpen op welke wijze onderhoud impact op de groei, is het belangrijk om de onzekerheden die gepaard gaan met de voorspellingen te onderkennen (Carr et al., 1997).

Naast de hierboven genoemde modellen die zich vooral richten op biomassa-ontwikkeling van watervegetatie bestaat in Nederland tevens het model AqMaD. AqMaD is gebaseerd op een database met fysisch-chemische variabelen. Op basis van de samenstelling van een plantengemeenschap op een locatie wordt een berekening gemaakt van de bijbehorende gemiddelde fysisch-chemische milieu. Dit milieu wordt vervolgens vergeleken met het milieu behorend bij de gewenste vegetatie (het referentie type). Door beiden te vergelijken kan een beeld worden verkregen van mogelijke knelpunten. Het is niet mogelijk om met behulp van AqMad te komen tot een inschatting van de biomassa aan waterplanten op een locatie. Dit instrument zou wel zodanig kunnen worden ingezet, dat door het meten van de fysisch-chemische omstandigheden op een locatie, het mogelijk wordt een voorspelling te maken ten aanzien van de te verwachten vegetatie. Wel moet dan de kanttekening worden geplaatst dat het model geen rekening houdt met biotische interacties (zoals effecten van concurrentie om licht en nutriënten) en is gebaseerd op een correlatieve database, waarin het voorkomen van soorten is gekoppeld is aan abiotische variabelen. In het veld vinden verschillende verstoringen vaak tegelijkertijd plaats: zo treden verhoogde nutriëntengehaltes vaak gelijktijdig op met hydromorfologische aanpassingen (bv. stabilisatie van het waterpeil). Dergelijke correlaties zijn ook in de database opgenomen en kunnen tot foutieve interpretaties leiden (Van Geest, 2011).

**Conclusie: De huidige modellen voor plantengroei lijken een brug te ver voor toepassing bij de inschatting van opstuwung als gevolg van plantengroei en de methode gehanteerd door Querner (1993) geeft per definitie een zeer hoge onzekerheid. In plaats daarvan is het misschien mogelijk om op basis van uitgebreidere set van factoren (en niet alleen licht), te komen tot een schatting de maximale biomassa/relatieve obstructie gedurende een groeiseizoen, zodat een worst case scenario kan worden opgesteld. Hierbij zal dan tevens aandacht moeten worden geschonken aan de onzekerheid omtrent dergelijke schattingen van de biomassa. Overigens is het de verwachting dat op locaties waar men van plan is stuwen te verwijderen of te strijken al inzicht bestaat in de aanwezige vegetatie, omdat als er ter plekke sprake is van een hoge vegetatiedichtheden, deze worden gereguleerd door middel van maaibeheer.**

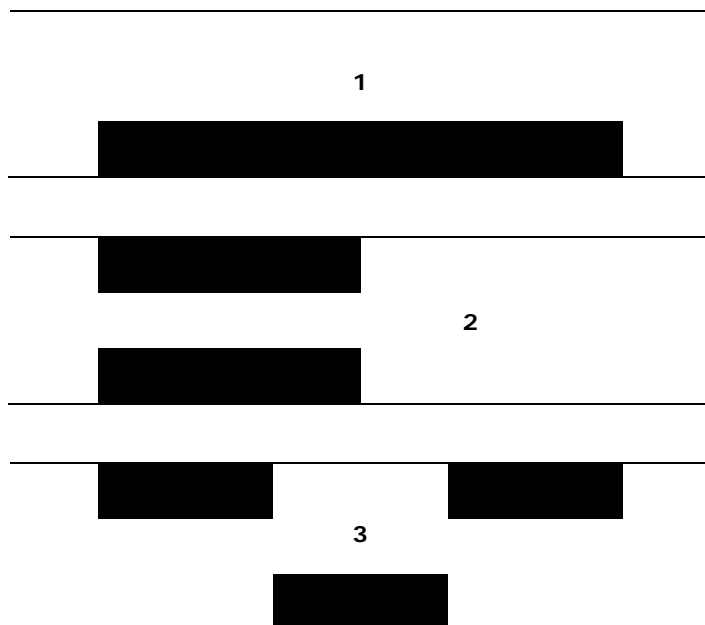
## **2.6 Invloed van het maaien van vegetatie op Manning's n**

Het maaien van waterplanten wordt algemeen toegepast in waterlopen om de doorstroming te bevorderen en zo overstroming en ongewenst hoge (grond)waterpeilen te voorkomen. Maaien wordt in deze paragraaf besproken als maatregel om te hoge waterstanden te voorkomen, indien de peildaling als gevolg van het strijken van een stuw niet volledig de peilstijging door waterplantengroei compenseert. Er zijn diverse studies die laten zien dat de stromingsweerstand drastisch afneemt na het maaien van de vegetatie in een beek (Bal & Meire, 2009), hetgeen logisch is gezien de sterke relatie tussen de biomassa en de stromingsweerstand (paragraaf 2.2.2).

Hoe effectief het maaien van de vegetatie daadwerkelijk is, hangt af van de snelheid waarmee waterplanten weer aangroeien. Het is bekend dat gemaaide stengels van ondergedoken waterplanten snel weer aangroeien en dat binnen drie tot vijf weken (Rawls 1975, Cooke et al. 1990, Crowell et al. 1994, Bal et al. 2006) de biomassa van de planten weer net zo groot is als voor het maaien, met als gevolg dat een tweede of zelfs een derde keer moet worden gemaaid. Door de vegetatie te maaien neemt bovendien de verblijftijd van het water af (Hamill 1983), waardoor het risico op overstroming benedenstrooms van het gemaaide traject toeneemt (Trepel et al. 2003) (bron: Bal & Meire 2009). De effectiviteit van het maaien is dus slechts van korte duur.

Het tijdstip van maaien is van invloed op de aangroei van de vegetatie na maaien (naast allerlei andere factoren zoals competitie). Kadono (1984) en Barrat-Segretain et al. (1996) toonden aan dat in de lente geen regeneratie van *Potamogeton pusillus* optreedt vanuit fragmenten, maar wel wanneer verstoring optrad later in het seizoen. Bal et al. (2006) toonden aan dat het verwijderen van *Stuckenia pectinata* in mei/juni niet leidt tot een afname van de biomassa later in het seizoen, als gevolg van snelle aangroei. Zij pleiten daarom voor maaien in juli of nog later in het seizoen, wanneer de aangroei veel minder is. In het algemeen is aangroei lager wanneer wordt gemaaid op het moment dat ondergrondse reserves van de planten op hun laagst zijn (Bal, 2008). Voor de meeste aquatische vegetatie geldt dat dit het geval is net voor de piek in bovengrondse biomassa (Linde et al., 1976).

Er zijn enkele onderzoeken die laten zien dat niet alleen de hoeveelheid vegetatie, maar ook patronen in deze vegetatie van invloed zijn op de grootte van de stromingsweerstand. Bal et al. (2011) onderzocht drie vegetatiepatronen (Figuur 12) bij een (oppervlakte) bedekking van 19% met vergelijkbare biomassa, waarbij de Manning coëfficiënt van vegetatiepatroon 2 bleek te verschillen van 1 en 3. De Manning coëfficiënt lag in deze studie in alle gevallen lager dan 0.05. Vereecken et al. (2006) hebben aangetoond dat de opstuwung afneemt bij alternerende maaipatronen (Tabel 5). De bedekkingspercentages van de vegetatie varieerden tussen 42% en 77% en de waarden voor Manning's n tussen 0.008 (geen obstructie) en 0.367 (volledige obstructie) in de studie van Vereecken et al. (2006). Beide studies zijn uitgevoerd in uniforme experimentele waterlopen. Bal et al. (2011) merkt op de aangetroffen significante verschillen tussen vegetatiepatronen in de praktijk echter minder relevant zullen zijn, aangezien weerstandswaarden gemeten in het veld variëren tussen  $0.05 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$  en  $2.25 \text{ m}^{-1/3} \text{ s}$  (Green, 2006; Bal & Meire, 2009; De Doncker et al., 2009), waarbij geen problemen met overstromingen optraden. Overigens moet worden opgemerkt dat het maaien van vegetatiepatronen mogelijk wel van invloed kan zijn op erosie- en sedimentatieprocessen in stromende wateren



Figuur 12. Schematisch bovenaanzicht van de vegetatiepatronen gehanteerd in de studie van Bal et al. (2011).

Tabel 5. Gemiddelde opstuwingshoogte waterpeil, procentuele afname van de opstuwingshoogte, gemiddelde waarde Manning-n coëfficiënt, procentuele afname in Manning-n en het percentage gemaaide vegetatie voor de verschillende vegetatiepatronen (bron: Vereecken et al., 2006).

Table 1. Mean fall, percentage reduction in fall, mean Manning-*n* number, mean % reduction in Manning-*n* and weed cutting percentage for the different tested patterns

	Pattern no.	Mean fall (cm/m)	Mean % reduction in fall compared to pattern R1	Mean Manning- <i>n</i> Number (s/m <sup>1/3</sup> )	Mean % reduction in Manning- <i>n</i> compared to pattern R1	Weed cutting %
	R1	0.376	0	0.27196	0	33
	1	0.362	4	0.26467	3	40
	2	0.229	40	0.19811	27	40
	3	0.153	60	0.15778	42	42
	4	0.102	74	0.12417	54	50
	5	0.066	82	0.10200	62	57
	6	0.081	79	0.10967	0	58
	R2	0.008	97	0.03644	87	100

Each cell on the left corresponds to a wooden trail (length: 0.75 m; width: 0.50 m; height: 0.08 m). Filled cells indicate aquatic macrophytes, empty cells indicate mowed vegetation. Alternating patterns are highlighted in the table. Grouped patterns on the left indicate no significant differences in Manning-*n* number ( $P \leq 0.05$ ).

**Conclusie:** Het maaien van de ondergedoken vegetatie in een waterloop heeft een sterke daling van de stromingsweerstand tot gevolg. Deze daling duurt echter maar kort: 3 tot 5 weken, als gevolg van snelle aangroei van de gemaaide waterplanten. Op basis van de beschikbare literatuur zijn de effecten van het maaien van vegetatiepatronen op de stromingsweerstand onduidelijk. In het geval dat een peildaling als gevolg van het strijken van een stuw niet volledig een peilstijging als gevolg van waterplantengroei compenseert, zou om te hoge waterstanden te voorkomen een verminderde nutriëntenbelasting (eventueel in combinatie met baggeren) een duurzamere oplossing zijn dan maaien.

## 2.7 Invloed van maaien op de plantengemeenschap

Verscheidende studies hebben aangetoond dat het regelmatig maaien van vegetatie een substantiële invloed kan hebben op de plantengemeenschap in waterlopen. (Pot, 1993; Best, 1994; Baattrup-Pedersen et al., 2002). In verschillende studies is aangetoond dat de soortenrijkdom afneemt wanneer sprake is van regelmatig maaien (Wile, 1978; Nicholson 1981; Baattrup-Pedersen et al., 2003; Peeters 2005), maar ook het tegendeel is aangetoond (Rawls, 1975; Engel 1990).

Riis et al (2000) geven aan dat *Sparganium emersum* en *Elodea canadensis* waarschijnlijk voordeel hebben bij het intensieve maai-beheer in Deense beken. De levensstrategie van deze soorten is namelijk competitief-ruderaal (Grime et al., 1988) met snelle groei, efficiënte dispersie en relatief ongevoelig voor verstoring. *Elodea canadensis* heeft uitlopers die vrijkomen bij het maaien, zinken en neerkomen op de bodem en vervolgens van daaruit uitgroeien (Nichols & Shaw, 1986). *Sparganium emersum* heeft goed ontwikkelde wortelstokken en een basaal meristeem waardoor hergroei van bovengrondse delen na maaien mogelijk is (Nielsen et al., 1985; Sand-Jensen et al., 1989). Concurrerende soorten, zoals de breedbladige fonteinkruiden *Potamogeton lucens* en *Potamogeton perfoliatus*, zijn waarschijnlijk gevoelig voor verstoring en vormen vermoedelijk daarom slechts een klein deel van de totale bedekking in gemaaide beektrajecten (Riss 2000).

Van Zuidam & Peeters (2012a) tonen in een lab experiment aan, dat zowel *Potamogeton lucens* als *Potamogeton compressus* negatieve effecten ondervinden van maaien op de biomassa en overleving. De resultaten doen bovendien vermoeden dat maaien op lange termijn negatieve gevolgen heeft voor beide soorten. In het geval van *P. lucens* als gevolg van een verminderde wortelbiomassa en voor *P. compressus* als gevolg van verminderde aanmaak van overwinteringsknoppen. Bovendien zou de afname van biomassa kunnen leiden tot een competitief nadeel ten opzichte van snelle groeiers zoals *Elodea nuttallii* en *Myriophyllum spicatum*. Van deze snelgroeïende en verstoringstolerante soorten is bekend dat zij snel aangroeïen na maaien en opnieuw kunnen uitgroeïen wanneer kleine fragmenten van de planten na maaien achterblijven in het water (Nichols & Shaw, 1986; Di Nino et al., 2005; Vernon & Hamilton, 2011).

Uit een onderzoek van Baattrup-Pedersen et al. (2002) naar gemaaide als niet gemaaide trajecten in twee rivieren is gebleken dat de bedekking met waterplanten vergelijkbaar is in gemaaide en niet gemaaide trajecten. De soortenrijkdom, diversiteit en complexiteit van de plantengemeenschap was echter hoger in de niet gemaaide trajecten. Waar *Potamogeton natans* abundant aanwezig was in niet gemaaide trajecten werd de soort nauwelijks waargenomen in de gemaaide trajecten van beide rivieren, ondanks het feit dat de omgevingsfactoren wel voldeden aan de belangrijkste vereisten van de soort. Soorten met karakteristieke ruderaal eigenschappen waren abundant aanwezig in niet gemaaide trajecten, terwijl soorten met competitieve eigenschappen alleen abundant voorkwamen in de niet gemaaide trajecten. Uit een studie van Baattrup-Pedersen et al. (2003) naar 79 Deense beken is gebleken dat obligate waterplanten, zoals *Elodea canadensis*, *Ranunculus peltatum* en *Callitriche spp.*, vooral voorkomen in beken met een hoge mate van verstoring door onderhoud en de inzet van zwaar materieel bij onderhoud. Al deze soorten kunnen zich zeer efficiënt verspreiden door middel van fragmentatie van plantendelen en kunnen zich na maaien snel verankeren in de beekbodem en nieuwe plantpakketten vormen (Barrat-Segretain et al., 1988; Sand-Jensen et al., 1999). Het belang van obligate waterplanten in sterk door onderhoud verstoorde beken is waarschijnlijk het gevolg van de kale plekken die op de beekbodem ontstaan na maaien en baggeren. Hierdoor worden voor de ondergedoken waterplanten gunstige lichtcondities gecreëerd. Het ontbreken van ondergedoken waterplanten op locaties waar weinig tot geen onderhoud plaatsvindt, is waarschijnlijk het gevolg van het feit dat terrestrische en amfibische soorten zorgen voor ongunstige licht condities als gevolg hun bladerdek.

Zoals al is aangekaart in paragraaf 2.6 levert maaien in verschillende seizoenen andere effecten op. Door verschillen in groeidynamiek van waterplanten. Te rigoureuze of te vroeg schonen kan leiden tot dominantie van snelgroeïende planten als sterrekroos, smalle waterpest en gedoond hoornblad (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Ebberts et al., 1995; Lina, 1977). Beijer et al. (1994) melden dat in het voorjaar geschoonde sloten vaak een gevarieerde fonteinkruid vegetatie hebben, terwijl in het najaar geschoonde sloten vaak een soortenarme waterpest begroeiing kennen. Deze tegenstrijdige resultaten illustreren dat per locatie het effect van schonen op verschillende momenten tot een andere vegetatieontwikkeling kan leiden. Dit wordt onder andere veroorzaakt door de timing van de groeicyclus ter plaatse, verschillen in de beschikbaarheid van voedingsstoffen door het seizoen en verschillen in

weercondities. Het verwijderen van ondergedoken vegetatie in de zomer kan in voedselrijke systemen ook de kroesgroei bevorderen. Maaien nadat zaden of winterknoppen zijn geproduceerd heeft waarschijnlijk minder negatieve gevolgen voor de vestiging van de soort in het volgende jaar dan wanneer er gemaaid wordt voordat de overlevingsorganen zijn geproduceerd. Veel gewenste ondergedoken soorten zijn voor de overleving afhankelijk van overlevingsorganen die vaak in de tweede helft van het groeiseizoen geproduceerd worden. Bal (2008) geeft bijvoorbeeld aan dat *Stuckenia pectinata* de winter niet overleeft in gematigde klimaatzones wanneer wordt gemaaid voor de vorming van wortelknolletjes aan het eind van het groeiseizoen. Voor dergelijke soorten lijkt het zinvol om het onderhoud laat uit te voeren na de reproductie. Schonen in juni zorgt ervoor dat de meeste ondergedoken planten verwijderd zijn voor hun reproductie voltooid is en dit is gunstig voor waterplanten als waterpest, aarvederkruid en kroos die snel kunnen hergroeien en bestand zijn tegen beschadiging (Ebberts et al., 1995). Deze soorten hebben vervolgens in het najaar weinig last van een tweede maaibeurt (bron: Peeters et al., 2014).

Van Zuidam (2012b) geeft aan dat vrij drijvende planten een sterk competitief voordeel hebben bij maaien ten opzichte van ondergedoken vegetatie. In een experimentele studie werd het sediment handmatige verstoord om zo de effecten van maaien en baggeren na te bootsen. In de situatie waarbij een sloot werd gedomineerd door vrij drijvende waterplanten bleek na verstoring van het sediment de kieming van propagules van vrij drijvende waterplanten toe te nemen en bleek geen kieming plaats te vinden van propagules van submerse of emergente waterplanten. Zelfs wanneer wordt gestopt met maaien blijkt het moeilijk om een diverse waterplantenvegetatie te herstellen in sloten, die worden gedomineerd door vrij drijvende waterplanten. Van Zuidam et al. (2012b) hebben aangetoond dat de potentie om meer diverse plantgemeenschappen te herstellen vanuit de zaadbank in sloten gedomineerd door vrij drijvende waterplanten laag is. Om een verschuiving te bewerkstelligen van een systeem gedomineerd door vrij drijvende planten naar een meer diverse plantgemeenschap zullen additionele maatregelen moeten worden getroffen zoals tijdelijke droogval, waardoor de kieming van zaden eventueel zou kunnen worden gestimuleerd (Jutila, 2001; Boedeltje et al., 2002), en/of re-introductie van soorten. Onderzoek naar de effecten dergelijke maatregelen is nodig.

**Conclusie: Indien in de huidige situatie een waterloop wordt gedomineerd door vrij drijvende waterplanten is het niet aannemelijk dat met het achterwege laten van maaibeheer zich spontaan een plantengemeenschap met ondergedoken waterplanten zal ontwikkelen. In een dergelijke situatie wordt daarom niet aanbevolen om stuwen te verwijderen/strijken, omdat het verlies aan stuwende capaciteit niet gecompenseerd zal worden door waterplanten. Als gevolg van maaien verandert de soortensamenstelling van de vegetatie in een waterloop, waarbij soortenarme vegetaties van soorten met ruderaal eigenschappen (snelle groeiers) worden gestimuleerd. Het blijft echter onduidelijk of door te stoppen met maaien, of het tijdstip van maaien aan te passen, zich spontaan een meer diverse plantengemeenschap (gewenst vanuit ecologisch perspectief vanwege de hogere natuurwaarde) zal ontwikkelen. De kans hierop lijkt klein, echter de belangrijkste vraag is of het stimuleren van een meer diverse vegetatie, ook gevolgen heeft voor de stromingsweerstand. De studie van Bal et al. (2011) beschreven in paragraaf 2.4 suggereert dat vegetaties van volledig ondergedoken waterplanten een grotere stromingsweerstand veroorzaken dan vegetaties wortelend in de bodem met drijfbladeren. Alleen de door Bal et al. (2011) gemeten verschillen in Manning's  $n$  van  $0.02\text{m}^{-1/3}$  tussen verschillende typen planten (emergenten, ondergedoken en wortelend met drijfbladeren) zijn zeer klein wanneer men deze vergelijkt met stromingsweerstand gemeten in het veld. Om uitspraken te kunnen doen over het effect van verschuivingen in soortensamenstelling (en daarmee het type vegetatie) op de stromingsweerstand is nader onderzoek noodzakelijk.**

## 2.8 Instrument voor het berekenen van Manning's $n$

De Environment Agency of England and Wales' heeft een software programma ontwikkeld ter verbetering van de schatting van waterstanden in waterlopen: the Conveyance and Afflux Estimation System (CES/AES). De CES/AES bestaat uit verschillende onderdelen waaronder de 'Roughness Advisor' (RA). In de RA module is de bestaande literatuur (Shiono & Knight, 1988; Ervine et al., 2000; Latapie, 2003; Mc Gahey, 2006; Abril & Knight, 2004) in relatie tot stromingsweerstand in waterlopen verwerkt. De RA module bestaat uit een database met ruwheidsinformatie inclusief beschrijvingen, foto's en 'unit roughness values' voor een range aan natuurlijke en kunstmatige ruwheidstypen. De informatie in de

database is afkomstig van meer dan 700 referenties (waaronder de River Habitat Survey) en omvat aquatische vegetatie, landbouwgewassen, grassen, heggen, bomen, substraten, oeverbescherming en oneffenheden. In het geval van waterlopen begroeid met vegetatie kan de 'unit roughness measure' worden beschouwd als Manning's n bij een waterdiepte van 1 m, ervan uitgaande dat de vegetatie andere vormen van weerstand domineert (Defra/EA, 2003). De diepte variatie van de ruwheid wordt opgelost met behulp van de Colebrook-White vergelijking. De RA module geeft boven- en ondergrenzen voor Manning's n voor verschillende vegetatietypen (Tabel 6). De beschikbare data zijn echter beperkt en houden geen rekening met de variatie in groeiomstandigheden tussen locaties, terwijl aangenomen mag worden dat de productiviteit van plantengemeenschappen binnen het Verenigd Koninkrijk varieert (Newman & Dawson, 1996; Holmes et al., 1998; Dawson et al., 1999; Hilton et al., 2006) en veldmetingen hebben uitgewezen dat ruwheid varieert met de hoeveelheid plantmateriaal in de waterloop (Dawson & Robinson, 1984; Watson, 1987; Barky et al., 1992; Gurnell & Midgley, 1994; Champion & Tanner, 2000; Green, 2005a,b, 2006; Dun, 2006; Nikora et al., 2006) (bron: O' Hare et al., 2010).

Tabel 6. Tabel met ruwheidswaarden voor aquatische vegetatie per RHS (River Habitat Survey) morpho-type.

Aquatische vegetatie per RHS morpho-type	Manning's n roughness values		
	minimum	mean	maximum
<b>Geen</b> Of ALS niet zichtbaar – Check voorspelling uit RHS dataset			
<b>Vrij drijvende planten</b> , typisch algen of eendenkroos - gemiddeld diepe sloten [d = 1.1 - 2.5m, v = 0.1-0.6m/s ]	0.01	0.03	0.04
<b>Filamentous algae</b> - gehecht ondiep water rijk aan nutriënten d = 0.05 - 0.5m, lage stroomsnelheden	0	0.15	0.5
<b>Mosses</b> etc, gehecht aan de bodem of oever d = ~ 1m	0	~	0.03
<b>Oeverplanten die in het water hangen</b> d = 0.5 - 3+ m	0	0.05	0.1
<b>Emergent reeds</b> , russen, lissen en grote grassen 0.02 0.15 0.2			
<b>Wortelende planten met drijfbladeren</b> , typisch waterlelies in diepere langzaam stromende wateren			
<b>Emergente wortelende planten met brede bladeren</b> , zoals sium en berula			
<b>Ondergedoken planten met brede bladeren</b> , zoals fonteinkruiden (0.6-1.2m) d = 0.06-1.2m, v = .2-.9 m/s	0.02	0.1	0.2
<b>Ondergedoken planten met fijne bladeren</b> - ondiepe (kalk)rivieren, waterranonkel, fonteinkruiden (chalk streams) d = 0.2-0.6m deep, v = 0.2-.0.7m/s	0.02	0.3	0.45+
<b>Ondergedoken planten met fijne bladeren</b> -gemiddeld diepe rivieren met regelmatig onderhoud d = 0.6-1.2m deep, v = 0.3-.0.8m/s	0.021	0.1	0.249
<b>Ondergedoken planten met fijne bladeren</b> - gemiddeld diepe tot diepe rivieren met enig onderhoud d = >1.2m deep, v = 0.3-1m/s	0.01	0.08	0.12

In de studie van O'Hare et al. (2010) beschreven in paragraaf 2.2.2 is getracht twee obstructiecoëfficiënten ( $B_x$  en  $B_{sa}$ ) en de biomassa te relateren aan de stromingsweerstand. In deze studie zijn op 36 locaties in het Verenigd Koninkrijk begroeid met *Ranunculus spp.* (ondergedoken waterplant) of *Sparganium erectum* (emergente waterplant) bij basisafvoer (dus geen omhuizing) veldmetingen verricht. O'Hare et al. (2010) geeft aan dat het hieruit ontwikkelde biometric reduction model een nauwkeurigere schatting zou geven van de relatie tussen waterstanden en de afvoer met CES/AES dan bij het gebruik van de huidige RA module. (hetzelfde kan worden gedaan voor de Nederlandse situatie). De metingen in de studie van O'Hare et al. (2010) zijn uitgevoerd op het hoogtepunt van het groeiseizoen onder goede lokale groeiomstandigheden. Om een inschatting te maken voor andere periodes gedurende het jaar gebruikmakend van dit model zou betekenen dat wordt aangenomen dat de plant-stroming interactie vergelijkbaar is. Meer onderzoek is nodig om deze aanname te toetsen. Het is mogelijk om modellen te ontwikkelen die de potentie voor plantengroei in een waterloop kunnen voorspellen. Simpele biogeografische stuurfactoren en meer complexe nutriënt-plant interacties in



eutrofe rivierensystemen in Groot-Brittannië kunnen de groei van aquatische vegetatie voorspellen (O'Hare et al., 2008a,b). Zulke modellen kunnen in potentie dienen als nieuwe krachtige instrumenten voor het management van waterlopen wanneer deze worden opgenomen in systemen zoals CES/AES (bron: O'Hare et al., 2010).

**Conclusie:** In principe bestaat de 'Roughness Advisor' uit een database gebaseerd op bestaande ruwheidsinformatie uit de literatuur. In die zin wijkt de RA module niet heel erg af van de traditionele opzoektabelen. Grote voordeel van het model is dat het de boven- en ondergrenzen aangeeft in de stromingsweerstand en daarmee inzicht geeft in de onzekerheden die gepaard gaan met het inschatten van de stromingsweerstand. Door het opnemen van de relatie tussen de stromingsweerstand en de vegetatieontwikkeling in de RA module zou de betrouwbaarheid van de schattingen sterk kunnen verbeteren. De ruwheidsinformatie in de database is afgeleid van metingen uitgevoerd in waterlopen binnen het Verenigd Koninkrijk en zal daarmee niet altijd toepasbaar zijn op de Nederlandse situatie.

## Hoofdstuk 3 Van theorie naar praktijk: risicoanalyse op basis van bestaande case studies

Kommers & IJland (2000) hebben een onderzoek uitgevoerd naar de gevolgen van het achterwege laten van maaionderhoud van waterlopen in verdroogde gebieden in Overijssel. Voor het Sluitersveld hebben zij modelberekeningen uitgevoerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van het model Simpro, opgebouwd uit een oppervlaktewater model Simwat, waarin de stroming in open waterleidingen gesimuleerd wordt en het model Simflow, dat de grondwaterstroming in de onverzadigde zone beschrijft (Querner, 1989). De vegetatieontwikkeling in de waterlopen is gesimuleerd met behulp van groeicurves. Afgeleid van gemeten obstructiewaarden in één groeiseizoen. Om een uitspraak te kunnen doen over het verloop van de obstructiewaarden in de tijd wordt de obstructiewaarde in oktober verlaagd met 25%. Deze verlaging simuleert het afsterven en wegspoelen van de vegetatie (Orleans et al., 1996). Dit betekent dat een waterloop met een waterdiepte tussen de 0-40 cm en gemiddelde groeiomstandigheden binnen vier jaar is dichtgegroeid. De obstructiewaarde is gelijk aan het percentage van de dwarsdoorsnede begroeid met vegetatie. Vervolgens wordt alleen met een  $K_m$  gerekend voor het onbegroeide deel (aangenomen wordt dat de stroming in het begroeide deel valt te verwaarlozen (zie paragraaf 2.2.2). De algemene conclusie van deze studie is dat een toename van de begroeiing in een waterloop leidt tot een afname van het waterdoorvoerend vermogen van een waterloop, hetgeen een algehele stijging van het oppervlaktewaterpeil veroorzaakt. Een nadelig effect is dat door veel begroeiing de piekafvoeren minder goed kunnen verwerkt, met als gevolg dat in korte tijd hogere waterpeilen ontstaan. Het wordt moeilijker om een bepaald peil te handhaven. Het waterpeil en de afvoer zijn dus moeilijker te controleren/beheren. In natte perioden nemen de pieken in de waterpeilen meer toe naarmate de waterloop meer begroeid raakt, dit wordt veroorzaakt doordat bij een hoge grondwaterstand de berging in de bodem geringer wordt. Daarentegen zijn de verschillen tussen begroeide en geschoonde waterlopen tijdens droge perioden veel geringer. Daarentegen heeft begroeiing in droge periodes een hoger oppervlaktewaterpeil tot gevolg en daarmee een stijging van het grondwaterpeil. De stijging van de grondwaterstanden is afhankelijk van de aanwezige grondwatertrap. In landbouwgebied met grondwatertrap IV of V is sprake van een aanzienlijke verhoging van de grondwaterstand. In gebieden met grondwatertrap VI of VII is de grondwaterstijging veel geringer. Het maaionderhoud kan in dergelijke gebieden achterwege worden gelaten. De grondwaterstanden, die ontstaan na vier jaar geen maaionderhoud, in de periode maart oktober liggen binnen de grenzen van de optimale grondwaterregimes voor grasland en mais (dus geen wateroverlast in een gemiddeld hydrologisch jaar). De hoogte van het oppervlaktewaterpeil is van invloed op de snelheid waarmee een waterloop dichtgroeit. In een situatie waar een waterloop een grote waterdiepte heeft en aan elke zijde een bomenrij staat, duurt het zeer lang voordat de waterloop dermate is dichtgegroeid dat grondwaterstijgingen het gevolg zullen zijn. Zonder aanvullende maatregelen wordt geadviseerd dat de waterdiepte maximaal 70 cm mag zijn om de tijd tot grondwaterstijgingen beperkt blijft (voor droogtebestrijding) (bron: Kommers & IJland, 2000).

Kommers & IJland (2000) geven aan dat in hun onderzoek is aangenomen dat elke soort vegetatie een zelfde obstructie teweeg brengt. De studies beschreven in paragraaf 2.2. en 2.4 suggereren echter dat er in werkelijkheid verschillen bestaan tussen waterplanten op basis van hun vorm/structuur met ieder een andere invloed op de afvoercapaciteit. Daarnaast ontbreekt inzicht in de toename van de vegetatie in de loop der jaren bij de afwezigheid van maaionderhoud. Ook geven ze aan dat voor een gebiedsgericht onderzoek nauwkeurigere gebiedsgegevens noodzakelijk zijn, om de betrouwbaarheid van de gegevens te vergroten.

Veldman (2006) heeft een modelstudie uitgevoerd naar de effecten van niet maaien op de waterstanden in de Fliert. In deze studie is de Fliert gemodelleerd in SOBEK Rural. Dit model bestaat uit een hydrologische module waarin de afvoer van neerslag wordt berekend en een hydraulische module die de stroming door de watergangen beschrijft. De berekeningen zijn uitgevoerd voor verschillende vegetatie en neerslagscenario's. De betreffende vegetatieruwheden zijn toegepast op de gehele Fliert (een traject van ongeveer 9 km). Voor de beschrijving van de vegetatieruwheid is gekozen voor de methode van De Bos & Bijkerk (1963). Deze methode is gebaseerd op de Manningvergelijking, waarbij de Manning coëfficiënt vervangen is door  $\gamma h^{1/3}$  met  $h$  de waterdiepte en  $\gamma$  een ruwheidconstante, waarvoor in de ontwerp praktijk vaak de anders gebruikte waarde voor de Manning coëfficiënt genomen wordt. Door de Manning coëfficiënt afhankelijk te maken van de waterdiepte, wordt de ruwheid veroorzaakt door

vegetatie beter beschreven dan met een constante Manning coëfficiënt die bedoeld is voor de beschrijving van een wandruwheid.

Uit deze studie blijkt onder andere dat het verloop van een bui sterk van invloed is op de verschillen in maximale waterstand tussen begroeiingssituaties. Hoe gepieker de bui, hoe groter het waterstandverschil tussen de verschillende ruwheidsscenario's ten opzichte van de case met goed onderhouden watergangen. Hoe constanter de bui, hoe minder de maximale waterstanden van de verschillende ruwheidsscenario's ten opzichte van elkaar verschillen. Hieruit blijkt dat het systeem bij elk ruwheidsscenario erg gevoelig is voor een sterke piekbui. Verder blijkt dat de keuze van de ruwheid van de watergang grote invloed heeft op de waterstand en het afvoerpatroon van de watergang. Een interessante conclusie uit de gevoeligheidsanalyse is dat wanneer de ruwheid in de watergang hoger wordt, de maximale waterstand hoger wordt en dat deze maximale waterstand later optreedt, maar langer aanhoudt. Voor het maximale debiet geldt dat deze lager wordt naarmate de ruwheid hoger wordt, later optreedt en ook langer aanhoudt. Deze twee principes lopen vrijwel synchroon aan elkaar. Het waterstandverschil tussen het goed onderhouden scenario met schone watergangen en het slecht onderhouden scenario waarin de watergangen volledig begroeid zijn in combinatie met een regenbui met een herhalingstijd van 10 jaar, bedraagt gemiddeld 28 cm. Wat ook opvalt, is dat heel lokaal het waterstandverschil van een ruwer scenario soms lager is dan van een gladder scenario. Bij extreme begroeiing kan de maximale waterstand wel met 50 centimeter toenemen ten opzichte van een schone watergang (bron: Veldman, 2006).

In het kader van deze studie kan worden geconcludeerd dat wanneer het verwijderen van de stuwen in de Fliert een peilverlaging van 28 cm zou opleveren de kans op wateroverlast klein is. Overigens is het belangrijk om te vermelden dat in de studie van Veldman (2006) nergens een validatie is uitgevoerd op basis van veldmetingen. Bij interpretatie van de resultaten van deze studie moet bovendien rekening worden gehouden met het feit dat de Fliert een relatief kleine beek is met een bodembreedte van 1 tot 2 m.

Querner (1993) maakt gebruik van een gecombineerd model voor oppervlakte- en grondwaterstroming: MOGROW om het tijdstip van maaien te kunnen inschatten (hierbij is natuurlijk geen rekening gehouden met het verwijderen van stuwen). MOGROW is een koppeling van het grondwatermodel SIMGRO en het oppervlaktewatermodel SIMWAT. Hij geeft aan dat het model te ingewikkeld is voor de gemiddelde hydroloog en dat aanpassingen moeten worden gedaan voordat het gebruikt kan worden voor waterschappen. Het model is getoetst in het Huppelse Beekgebied. Het model blijkt de variatie in grondwaterstanden goed te berekenen, maar de variatie in afvoer wordt minder goed beschreven. Querner (1993) beschrijft drie beslismodellen om over te gaan tot maaien. In geen van deze modellen is een model voor plantengroei opgenomen. In plaats daarvan maakt hij gebruik van veldmetingen van plantengroei en doet de aanname dat elke winter 25% van de planten afsterft. Querner (1993) gebruikt plantengroei om te komen tot een betere inschatting van het moment van maai-beheer.

**Conclusie: De hier beschreven studies geven ieder andere resultaten. Dit is niet verassend, aangezien de lokale omstandigheden uiteindelijk zullen bepalen wat de effecten zijn van (niet) maaien en/of het verwijderen van stuwen. Verder geven Kommers & Nijland (2000) ook aan dat hun studie is gebaseerd op een regionaal model wat veel input vergt en zelfs dan geven zij aan dat de betrouwbaarheid te wensen overlaat.**

## Hoofdstuk 4 Conclusies

Uit de voorliggende studie kan worden afgeleid dat het achterwege laten van maaibeheer in waterlopen niet per definitie hoeft te leiden tot wateroverlast. Zeker niet wanneer dit gepaard gaat met een peildaling als gevolg van het verwijderen van stuwen. Het is lastig om te voorspellen of en wanneer problemen met de afvoer kunnen worden verwacht. De biomassa van planten bereikt zijn optimum in de zomer, echter de basisafvoer en grondwaterstand zijn in de zomer lager. Het belangrijkste is te bepalen in hoeverre de het waterpeil stijgt bij basisafvoer als gevolg van de waterplanten in de waterloop. Bij piekafvoeren is de piekafvoer op zich niet het probleem, maar de extra stijging van de gemiddelde waterstand als gevolg van de obstructie van de watergang door de waterplanten. Bij een piekafvoer zoekt het water namelijk de weg van de minste weerstand en stroomt over de waterplanten heen. Bovendien kunnen ondergedoken waterplanten bij piekafvoeren ombuigen waardoor de stromingsweerstand wordt verminderd ten opzichte van de basisafvoer.

Om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over de mogelijkheid om stuwen te verwijderen en maaibeheer in waterlopen achterwege te laten, blijft het echter noodzakelijk om de lokale situatie in ogenschouw te nemen. Dit kan op verschillende manieren: een 'worst case scenario' waarin bijvoorbeeld ombuiging niet wordt meegenomen, tot het toepassen van uitgebreide modellen om de stromingsweerstand te bepalen.

Er bestaat een grote diversiteit aan methoden/modellen om de stromingsweerstand in waterlopen als gevolg van vegetatie te beschrijven. Grofweg kan men de modellen indelen in twee groepen: (1) modellen op een laag schaalniveau, die gebruik maken van specifieke eigenschappen van individuele planten en (2) modellen op een hoger schaalniveau die gebruik maken van de kenmerken van een vegetatiepakket. De discussie omtrent welk type model de voorkeur verdient, is momenteel nog niet beslist. De verschillende modellen op laag schaalniveau zijn hoofdzakelijk getoetst op basis van data uit laboratoriumexperimenten met kunstmatige vegetatie en grassen, waardoor de toepasbaarheid in natuurlijke waterlopen lastig valt in te schatten. Tevens vragen deze modellen een zeer specifieke input. Het is echter wel zo dat deze input in Nederland slechts voor een beperkt aantal plantensoorten bepaald hoeft te worden. De Nederlandse waterlopen worden in de meeste gevallen namelijk gedomineerd door hoornblad, sterrekroos of waterpest (ondergedoken waterplanten) en/of lisdodde of riet (emergente waterplanten). Wel zal dan de onzekerheid van deze inputwaarden, die gepaard gaan met eventuele veranderingen in de tijd als gevolg van plantengroei, moeten worden vastgesteld. Behalve voor uitwaarden zijn er geen studies waarin de verschillende modellen met elkaar worden vergeleken aan de hand van veldmetingen en/of experimentele metingen. Een dergelijke exercitie voor waterlopen zou om die reden zeer waardevol zijn.

# Literatuur

Abril, J.B. & Knight, D.W., 2004. Stage–discharge prediction for rives in flood applying a depth-averaged model. *Journal of Hydraulic Research, IAHR* 42 (6), 616–629.

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T., 2002. Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia* 481, 33–45.

Baatrup-Pedersen, A., E.L. Søren & Riis, T., 2003. Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia* 495: 171–179.

Bakry, M., Gates, T. & Khattab, A., 1992. Field-measured hydraulic resistance characteristics in vegetation-infested channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 118(2), 256–274.

Bal, K., 2008. Interactions between macrophyte ecology and hydraulic functioning of lowland rivers. Antwerpen University, PhD thesis.

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., Struyfa, E., Vereecken, H., Viaene, P., De Doncker, L. de Deckere, E., Mostaert, F. & Meire, P., 2011. How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? *Ecological Engineering* 37, 529-533.

Bal, K., Van Belleghem, S., De Deckere, E. & Meire, P., 2006. The regrowth capacity of sago pondweed following mechanical cutting. *J. Aquat. Plant Manage.* 44,139-142.

Baptist, M.J., 2005. Modelling floodplain biogeomorphology. Ph.D thesis, Delft University Press.

Baptist, M.J., Babovic, V., Uthurburu, J.R. & Keijzer, M., 2005. Determining equations for vegetation induced resistance using genetic programming. *Proceedings of the Genetic and Evolutionary Computation Conference*, 25 – 29 June 2005, Washington D.C., U.S.A.

Barnes, H.H., 1967. Roughness Characteristics of Natural Channels. US Geological Survey, Water-Supply Paper No. 1849, Washington, DC. pp. 1–214.

Barrat-Segretain, M.H., 1996. Strategies of reproduction, dispersion and competition in river plants: a review. *Plant Ecology* 123, 13-37.

Beije, H.M., Higler, L.W.G. & Opdam, P.F.M., 1994. *Bos- en Natuurbeheer in Nderland. Levensgemeenschappen. Uitgeverij Backhuys, Leiden.*

Best, E.P.H., 1990. Models on the metabolism of aquatic weeds and their application potential. In: Pieterse, A.H., Murphy, K.J. (Eds.), *Aquatic Weeds: The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford Univ. Press, Oxford, pp. 254-273.

Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (eds.), 1988. *Waterplanten en waterkwalitiet*. KNNV Uitgeverij, uitgave nr 45, Utrecht.

Boedeltje, G., Ter Heerdt, G.N.J. & Bakker, J.P., 2002. Applying the seedling-emergence method under waterlogged conditions to detect the seed bank of aquatic plants in submerged sediments. *Aquatic Botany* 72,121–128.

Bornette, G. & Puijalon, S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences* 73, 1–14.

Brooker, M., Morris, D., Wilson, C., 1978. Plant flow relationships in the River Wye catchment. In *European Weed Research Society 5<sup>th</sup> International Symposium on Aquatic Weeds Amsterdam*, 63-70.

- Carr, G.M., Duthie, H.C. & Taylor, W.D., 1997. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. *Aquatic Botany* 59, 195–215.
- Cavalli, G., Baattrup-Pedersen, A. & Riis, T., 2014. The role of species functional traits for distributional patterns in lowland stream vegetation. *Freshwater Science* 33(4), 1074-1085.
- Champion, P.D. & Tanner, C.C., 2000. Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 441, 1-12.
- Chow, V.T., 1959. *Open Channel Hydraulics*. Mc Graw-Hill Book Co. Inc., New York, 680 pp.
- Colebrook, C.F., 1939. Turbulent flow in pipes. *Institution Journal* 11, 133-156.
- Cooke, G.D., Martin, A.B. & Carlson, R.E., 1990. The effect of harvesting on macrophytes regrowth and water quality in LaRue Reservoir. *Ohio. J. Iowa Acad. Sci.* 97, 127-132.
- Cowan, W.L., 1956. Estimating hydraulic roughness coefficients. *Agricultural Engineering* 37, 473-475.
- Crowell, W., Troelstrup Jr., N., Queen, L. & Perry, J., 1994. Effects of harvesting on plant communities dominated by Eurasian watermilfoil in Lake Minnetonka, MN. *Journal of Aquatic Plant Management* 32, 56-60.
- Dawson, F.H. & Robinson, W.N., 1984. Submerged macrophytes and the hydraulic roughness of a lowland chalkstream. *Verhandlungen Vereinigung Internationale Limnologie* 22, 1944-1948.
- Dawson, F.H., Raven, P.J. & Gravelle, M.J., 1999. Distribution of the morphological groups of aquatic plants for rivers in the UK. *Hydrobiologia* 415, 123–130.
- De Bos, W.P. & Bijkerk, C., 1963. Een nieuw monogram voor het berekenen van waterlopen. *Cultuurtechnisch Tijdschrift* 3(4), 149-155.
- De Doncker, L., Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Desmet, N. & Meire, P., 2009. Relation between resistance characteristics due to aquatic weed growth and the hydraulic capacity of the river Aa. *River Res. Applic.*, 25: 1287–1303.
- Defra/EA, 2003. Reducing uncertainty in river flood conveyance: Interim report 2 roughness review, Project W5A-057, HR Wallingford, UK.
- Denny, M., 1988. *Biology and the mechanics of the wave-swept environment*. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.
- Di Nino, F., Thiébaud, G., Muller, S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia* 551, 147–157.
- Dijkstra, J.T., & Uittenbogaard, R.E., 2010. Modelling the interaction between flow and highly flexible aquatic vegetation. *Water Resources Research* 46, W12547.
- Dodds, W. K. & Biggs, B. J. F., 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 2-15.
- Dun, R.W., 2006. Reducing uncertainty in the hydraulic analysis of canals. *Water Management* 159 (WM4), 211–224.
- Ebbers, J., Pot, R., Sessink, J.T.M. & Sykora, K.V., 1995. Natuurvriendelijk waterlopenbeheerbreed toepasbaar. *Het Waterschap* 80, 579-584.
- Engel, S. 1990. Ecological impacts of harvesting macrophytes in Halverson Lake, Wisconsin. *Journal of Aquatic Plant Management* 28, 41-45.
- Ennos, A.R., 1997. Wind as an ecological factor. *Trends in Ecology and Evolution* 12, 108–111.

- Ervine, D.A., Babaeyan-Koopaei, A.K. & Sellin, H.J., 2000. Two-dimensional solution for straight and meandering overbank flows. *Journal of Hydraulic Engineering, ASCE* 126 (9), 653–669.
- Gordon, N.D., Mc Mahon, M.D. & Finlayson, B.L., 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Green, J.C., 2005a. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. *Hydrological Processes* 19 (6), 1245-1259.
- Green, J.C., 2005b. Velocity and turbulence distribution around lotic macrophytes. *Aquatic Ecology* 39 (1), 1–10.
- Green, J., 2005c. Comparison of blockage factors in modelling the resistance of channels containing submerged macrophytes. *River Research and Applications* 21, 671–686.
- Green, J.C., 2006. Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance. *Advances in Water Resources* 29 (3), 426–438.
- Griffioen, C.J.H. & Pitlo, R.H., 1991. Stromingsmodel voor begroeide waterlopen. *Waterschapsbelangen* 10, 345-348.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R., 1988. *Comparative plant ecology: a functional approach to common british species*. Allen and Hyman, London.
- Gurnell, A.M., González Del Tánago, M., O'Hare, M.T., Van Oorschot, M., Belletti, B., Buijse, T., García De Jalón, D., Grabowski, R., Hendriks, D., Mountford, O., Rinaldi, M., Solari, L., Szewczyk, M. & Vargas-Luna, A., 2014. REFORM deliverable D2.2 Influence of natural hydromorphological dynamics on biota and ecosystem function, Part 1.
- Gurnell, A.M. & Midgley, P., 1994. Aquatic weed growth and flow resistance. Influence on the relationship between discharge and stage over a 25 year river gauging station record. *Hydrological Processes* 8, 63–73.
- Ham, S.F., Wright, J.F., Berrie, A.D., 1981. Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. *Freshwater Biology* 11, 381-390.
- Hamill, L., 1983. Some observations on the time of travel of waves in the River Skerne, England, and the effect of aquatic vegetation. *Journal of Hydrology* 66, 291-304.
- Hicks, D.M. & Mason, P.D., 1998. Roughness characteristics of New Zealand rivers, NIWA, Christchurch, pp. 1–329.
- Hilton, J., O'Hare, M.T., Bowes, M.J. & Jones, J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365, 66–83.
- Holmes, N.T.H., Boon, P.J. & Rowell, T.A., 1998. A revised classification system for British rivers based on their aquatic plant communities. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 8, 555–578.
- Huthoff, F., 2007a. Modeling hydraulic resistance of floodplain vegetation. PhD thesis, University of Twente, Enschede, The Netherlands.
- Huthoff, F., Augustijn, D.C.M. & Hulscher, S.J.M.H., 2007b. Analytical solution of the depth-averaged flow velocity in case of submerged rigid cylindrical vegetation. *Water Resources Research* 43, W06413.
- Janauer, G., Schmidt-Mumm, U. & Schmidt, B., 2010. Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecological Engineering* 36, 1138–1145.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift. Wageningen UR.
- Jutila, H.M., 2001. Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. *Journal of Vegetation Science* 12, 729–738.

- Kadono, Y., 1984. Comparative ecology of Japanese Potamogeton: an extensive survey with special reference to growth form and life cycle. *Japanese Journal of Ecology* 34, 161-172.
- Kommers, G-J. & IJland, M.C., 2000. Geen beheer biedt meer. Een onderzoek naar de gevolgen van het achterwege laten van maaionderhoud van waterlopen voor de grondwaterstand in verdroogde gebieden in Overijssel. Afstudeerrapport. KUN, Nijmegen.
- Kouwen, N., 1992. Modern approach to design of grassed channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 118(5), 733-743.
- Latapie, A., 2003. Uncertainty in Conveyance Estimation. MSc Thesis, Heriot-Watt University, Edinburgh, Scotland.
- Lina, B.A.R., 1977. Onderzoek naar de beïnvloeding van het macrofaunabestand door verschillende beheersvormen, in de sloten van de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven. Verslag Natuurbeheer nr 397, Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- Linde, A.F., Janisch, T. & Smith, D., 1976. Cattail – the significance of its growth, phenology, and carbohydrate storage to its control and management. *Wisc. Dept. Nat. Res. Tech. Bull.* 94, 27 pp.
- Luhar, M. & Nepf, H., 2013. From the blade scale to the reach scale: A characterization of aquatic vegetative drag. *Advances in Water Resources* 51, 305-316.
- Mc Gahey, C., 2006. A practical approach to estimating the flow capacity of rivers. PhD thesis, Open University, Milton Keynes, UK.
- Nepf, H., 2012. Hydrodynamics of vegetated channels. *Journal of Hydraulic Research* 50(3), 262-279.
- Newman, J. & Dawson, F.H., 1996. Guidance on interpretation of the Mean Trophic Rank System for assessment of trophic status of rivers using macrophytes. Use of the MTR for purposes of the urban waste water treatment directive. Environment Agency Report.
- Nichols, S. & Shaw, B., 1986. Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* 131, 3–21.
- Nicholson, S.A., 1981. Effects of uprooting on eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* 19, 57-59.
- Nielsen, L.W., Nielsen, K. & Sand-Jensen, K., 1985. High rates of production and mortality of submerged *Sparganium emersum* Rehman during its short growth season in an eutrophic Danish stream *Aquatic Botany* 22, 325–334.
- Niklas, K.J., 1992. *Plant biomechanics: an engineering approach to plant form and function*. Chicago, IL, USA: University of Chicago Press.
- Nikora, V., Larned, S., Debnath, K., Cooper, G., Reid, M. & Nikora, N., 2006. Effects of aquatic and bank-side vegetation on hydraulic performance of small streams. *River Flow* 1–2, 639–646.
- O'Hare, M.T., Cailles, C., Henville, P., Bissett, N., Neal, M. & Scarlett, P., 2008b. Manning's n values for vegetated river channels in the UK. National Snapshot Study (Regional differences in growth patterns within species and implications for uncertainty in conveyance estimation). An Aquatic Plant Management Group Report, Centre for Ecology & Hydrology, UK.
- O'Hare, M.T., McGahey C., Bissett, N., Cailles N., Henville, P. & Scarlett, P., 2010. Variability in roughness measurements for vegetated rivers near base flow in England and Scotland. *Journal of Hydrology* 385(1–4), 361-370.
- O'Hare, M.T., Scarlett, P., Henville, P., Ryaba, T., Cailles, C. & Newman, J., 2008a. Variability in Manning's n estimates for vegetated rivers. Core Site Study. Intra- and Inter-Annual Variability. An Aquatic Plant Management Group Report. Centre for Ecology & Hydrology.



- Orleans, A.B.M., Twisk, W. & Ter Keurs, W.J., 1996. Minder vaak slootschonen. MIBI-Milieubiologie R.U., Leiden.
- Peeters, E.T.H.M., 2005. Ditch maintenance and biodiversity of macrophytes in the Netherlands. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 29, 185–189.
- Peeters, E.T.H.M., Veraart, A.J., Verdonschot, R.C.M., Van Zuidam, J.P., De Klein, J.M. & Verdonschot, P.F.M., 2014. Sloten: ecologisch functioneren en beheer. KNNV, 155p.
- Petryk, S. & Bosmajian, G., 1975. Analysis of flow through vegetation. *Journal of the Hydraulics Division* 101, 871-884.
- Pitlo, R.H. & Dawson, F.H., 1990. Flow-resistance of aquatic weeds. In: Pieterse, A.H., Murphy, K.J. (Eds.), *Aquatic Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford University Press, Oxford, pp. 74-84.
- Pot, R., 1993. Vegetation zones along watercourses: Interrelationships and implications for mechanical control. *Journal of Aquatic Plant Management* 31, 157–162.
- Powell, K.E.C., 1978. Weed growth—a factor of channel roughness. In *Hydrometry: Principles and Practices*, Herschy, R.W. (ed.). John Wiley, Chichester, 327–352.
- Puijalon, S., Bornette, G. & Sagnes, P., 2005. Adaptations to increasing hydraulic stress: morphology, hydrodynamics and fitness of two higher aquatic plant species. *Journal of Experimental Botany* 56, 777–786.
- Puijalon, S., Bouma T.J., Douady, C.J., Van Groenendael, J., Anten N.P.R., Martel, E. & Bornwett, G., 2011. Plant resistance to mechanical stress: evidence of an avoidance–tolerance trade-off. *New Phytologist* 191(4), 1141-1149.
- Puijalon, S., Léna, J-P., Rivière, N., Champagne, J-Y., Rostan, J-C. & Bornette, G., 2008. Phenotypic plasticity in response to mechanical stress: hydrodynamic performance and fitness of four aquatic plant species. *New Phytologist* 177, 907–917.
- Querner, E.P., 1993. Aquatic weed control within an integrated watermanagement framework. DLO-Winand Staring Centrum, Wageningen, rapport67, 84pp.
- Rawls, C.K., 1975. Mechanical control of eurasian watermilfoil in Maryland with and without 2, 4-D application. *Chesapeake Science* 16, 165-172.
- Read, J. & Stokes, A., 2006. Plant biomechanics in an ecological context. *American Journal of Botany* 93, 1546–1565.
- Riis, T., Sand-Jensen, K. & Vestergaard, O., 2000. Plant communities in lowland streams: species composition and environmental factors. *Aquatic Botany* 66, 255–272.
- Rudnicki, M., Mitchell, S.J. & Novak, M.D., 2004. Wind tunnel measurements of crown streamlining for drag relationships for three conifer species. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 666–676.
- Sand-Jensen, K., 2003. Drag and reconfiguration of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology* 48, 271–283.
- Sand-Jensen, K., Andersen, K. & Andersen, T., 1999. Dynamic properties of recruitment, expansion and mortality of macrophyte patches in streams. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 84, 497–508.
- Sand-Jensen, K., Borg, D., Jeppesen, E., 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology* 22(1), 15–32.
- Sand-Jensen, K., Jeppesen, E., Nielsen, K., van der Bijl, L., Hjeremind, L., Nielsen, L.W. & Iversen, T.M., 1989. Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream *Freshwater Biology* 22, 15–32.

- Sand-Jensen, K., & Mebus, J.R., 1996. Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76, 169–180.
- Sand-Jensen, K. & Pedersen, O., 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology* 42, 315–328.
- Sellin, R.H.J. & Van Beesten, P., 2004. Conveyance of a managed vegetated two-stage river channel. In: Proc. ICE, Water Management, vol. 157, March issue WM1, pp. 21–33.
- Shiono, K. & Knight, D.W., 1988. Two-dimensional analytical solution for a compound channel. In: Proc. 3rd Intl. Symposium on Refined Flow Modelling and Turbulence Measurements, Universal Academy, pp. 591–599.
- Speck, O., 2003. Field measurements of wind speed and reconfiguration in *Arundo donax* (Poaceae) with estimates of drag forces. *American Journal of Botany* 90, 1253–1256.
- Stephens, J., Blackburn, R., Seaman, D., Weldon, L., 1963. Flow retardance by channel weeds and their control. *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 89, 31–53. Proceedings of the American Society of Civil Engineers.
- Suren, A. M., 1991. Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine rivers. *Freshwater Biology* 26, 399-418.
- Telewski, F.W. & Jaffe, M.J., 1986a. Thigmomorphogenesis: anatomical, morphological and mechanical analysis of genetically different sibs of *Pinus taeda* L. in response to mechanical perturbation. *Physiologia Plantarum* 66, 219–226.
- Telewski, F.W. & Jaffe M.J., 1986b. Thigmomorphogenesis: field and laboratory studies of *Abies fraseri* in response to wind or mechanical perturbation. *Physiologia Plantarum* 66, 211–218.
- Trepel, M., Holsten, B., Kieckbusch, J., Otten, I. & Pieper, F., 2003. Influence of macrophytes on water level and flood dynamics in a riverine wetland in Northern Germany. In: Proceedings of the International Conference “EcoFlood—Towards Natural Flood Reduction Strategies”. Institute for Land Reclamation and Grassland Farming, Raszyn, Poland.
- Van Geest, G., De Jong, B. & Schep, S., 2011. Pilot implementatie ecologisch instrument AqMaD: benodigde informatie voor de uitvoer van een systeemanalyse. Deltares, 62pp.
- Van Hoorn, J.W., 1992. Waterbeheersing. Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen, 1992.
- Van Velzen, E.H., Jesse, P. Cornelissen, P. & Coops, H., 2003. Stromingsweerstand vegetatie inuiterwaarden; Handboek. Part 1 and 2. RIZA Reports 2003.028 and 2003.029, Arnhem, The Netherlands.
- Van Zuidam, J.P. & Peeters, E.T.H.M., 2012a. Cutting affects growth of *Potamogeton lucens* L. and *Potamogeton compressus* L. *Aquatic Botany* 100, 51-5.
- Van Zuidam, J.P., Raaphorst, E.P. & Peeters, E.T.H.M., 2012b. The role of propagule banks from drainage ditches dominated by free-floating or submerged plants in vegetation restoration. *Restoration Ecology* 20, 416–425.
- Veldman, W., 2006. Maaien of niet? Effect van de Flora- en Faunawet op het peilbeheer. Universiteit van Twente, Enschede, afstudeerscriptie.
- Vereecken, H., Baetens, J., Viaene, P., Mostaert, F. & Meire, P., 2006. Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams. *Hydrobiologia* 570, 205–210.
- Vernon, E. & Hamilton, H., 2011. Literature review on methods of control and eradication of Canadian pondweed and Nuttall's pondweed in standing waters, Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 433.

Viaene, P. & Vereecken, H., 2001. Stromingsweerstand ten gevolge van waterplanten. Technical Report, Flanders Hydraulics. Rapport Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Milieu, Land-en Waterbeheer, Afdeling Water, Model 566.

Vogel, S. 2003., Comparative biomechanics: life's physical world. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.

Wade, A.J., Hornberger, G.M., Whitehead, P.G., Jarvie, H.P. & Flynn, N., 2001. On modelling the mechanisms that control in-stream phosphorus, macrophyte and epiphyte dynamics: an assessment of a new model using general sensitivity analysis. *Water Resources Research* 37(11), 2777-2792.

Watson, D., 1986. Hydraulic effects on aquatic weeds in UK rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 1, 211–227.

Wile, J., 1978. Environmental effects of mechanical harvesting. *Journal of Aquatic Plant Management* 16, 14-20.

Wilson, C.A.M.E. & Horritt, M.S., 2002. Measuring the flow resistance of submerged grass. *Hydrological Processes* 16, 2589-2598.

Yen, B.C., 1991. Channel Flow Resistance. Centennial of Manning's Formula. Water Resources Publications, LLC.

## Appendix 1: Aan hydromorfologie gerelateerde traits van een aantal Europese oever- en waterplanten

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfotype	Ellenberg F
<i>Aconitum napellus</i>	tap	100	3	1	2	7
<i>Acorus calamus</i>	adventitious	112	3	1	3	10
<i>Adiantum capillus-veneris</i>	adventitious	30	3	1	0	7
<i>Aegopodium podagraria</i>	adventitious	100	3	1	3	5
<i>Agrostis canina</i>	adventitious	60	3	1	3	7
<i>Agrostis gigantea</i>	adventitious	80	3	1	3	5
<i>Agrostis stolonifera</i>	adventitious	45	3	1	3	6
<i>Alisma gramineum</i>	adventitious	30	3	1	0	11
<i>Alisma lanceolatum</i>	adventitious	100	3	1	0	10
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	adventitious	100	3	1	0	10
<i>Alliaria petiolata</i>	tap	120	2	1	0	6
<i>Allium scorodoprasum</i>	adventitious	80	3	1	1	6
<i>Allium ursinum</i>	adventitious/ contractile	45	3	1	0	6
<i>Alnus glutinosa</i>	tap	2000	3	3	0	8
<i>Alnus incana</i>	tap	2000	3	3	0	7
<i>Alopecurus aequalis</i>	adventitious	40	1	1	0	9
<i>Alopecurus borealis</i>	adventitious	50	3	1	1	9
<i>Alopecurus geniculatus</i>	adventitious	40	3	1	3	7
<i>Anemone nemorosa</i>	adventitious	23	3	1	2	
<i>Angelica sylvestris</i>	tap	200	3	1	0	8
<i>Apium graveolens</i>	adventitious	80	2	1	0	8
<i>Apium inundatum</i>	adventitious	50	3	1	1	10
<i>Apium nodiflorum</i>	adventitious	100	3	1	1	10
<i>Apium repens</i>	adventitious	15	3	1	3	9
<i>Asplenium</i>	adventitious	60	3	1	0	5

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>scolopendrium</i>						
<i>Azolla filiculoides</i>	simple	1	3	1	1	11
<i>Baldellia ranunculoides</i>	adventitious	20	3	1	0	10
<i>Barbarea stricta</i>	tap	100	2	1	0	7
<i>Barbarea vulgaris</i>	fibrous/tap	90	2	1	0	6
<i>Berula erecta</i>	adventitious	100	3	1	1	10
<i>Betula pubescens</i>	tap	2000	3	3	0	7
<i>Bidens cernua</i>	fibrous	67	1	1	0	9
<i>Bidens tripartita</i>	fibrous	67	1	1	0	8
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	adventitious	100	3	1	2	10
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	fibrous	95	3	1	1	5
<i>Brassica nigra</i>	tap	150	1	1	0	5
<i>Brassica rapa</i>	tap	100	1	1	0	5
<i>Butomus umbellatus</i>	adventitious	150	3	1	3	11
<i>Calamagrostis canescens</i>	adventitious	120	3	1	3	9
<i>Calamagrostis epigejos</i>	adventitious	200	3	1	3	7
<i>Calamagrostis purpurea</i>	adventitious	150	3	1	3	8
<i>Callitriche brutia</i>	adventitious	25	1	1	3	10
<i>Callitriche hamulata</i>	adventitious	80	1	1	3	11
<i>Callitriche hamulata sens.lat.</i>	adventitious	25	1	1	3	10
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	adventitious	50	3	1	1	12
<i>Callitriche obtusangula</i>	adventitious	60	3	1	1	11
<i>Callitriche platycarpa</i>	adventitious	15	1	1	3	10
<i>Callitriche stagnalis</i>	adventitious	15	1	1	3	10
<i>Callitriche stagnalis sens.lat.</i>	adventitious	15	1	1	3	10
<i>Callitriche truncata</i>	adventitious	20	1	1	0	12
<i>Caltha palustris</i>	fibrous	40	3	1	0	9

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Calystegia sepium</i>	adventitious	200	3	1	3	8
<i>Campanula latifolia</i>	tap	120	3	1	0	5
<i>Cardamine amara</i>	fibrous	50	3	1	2	9
<i>Cardamine flexuosa</i>	fibrous	50	3	1	0	7
<i>Cardamine hirsuta</i>	fibrous	30	1	1	0	5
<i>Cardamine impatiens</i>	fibrous	80	2	1	0	5
<i>Cardamine pratensis</i>	fibrous	60	3	1	0	8
<i>Carex acuta (gracilis)</i>	adventitious	120	3	1	3	9
<i>Carex acutiformis</i>	adventitious	150	3	1	3	9
<i>Carex appropinquata</i>	fibrous	80	3	1	1	9
<i>Carex aquatilis</i>	fibrous	110	3	1	3	10
<i>Carex canescens</i>	fibrous	50	3	1	2	9
<i>Carex distans</i>	adventitious	72	3	1	1	6
<i>Carex disticha</i>	adventitious	90	3	1	3	8
<i>Carex elata</i>	fibrous	95	3	1	1	10
<i>Carex elongata</i>	adventitious	80	3	1	1	8
<i>Carex hostiana</i>	adventitious	57	3	1	1	9
<i>Carex laevigata</i>	adventitious	120	3	1	1	8
<i>Carex lasiocarpa</i>	adventitious	120	3	1	3	10
<i>Carex nigra</i>	adventitious	70	3	1	3	8
<i>Carex otrubae</i>	fibrous	100	3	1	1	8
<i>Carex paniculata</i>	fibrous	150	3	1	1	9
<i>Carex pendula</i>	fibrous	150	3	1	1	8
<i>Carex pseudocyperus</i>	fibrous	90	3	1	1	9
<i>Carex recta</i>	fibrous	85	3	1	3	9
<i>Carex remota</i>	fibrous	67	3	1	1	8
<i>Carex riparia</i>	adventitious	130	3	1	3	9
<i>Carex rostrata</i>	adventitious	100	3	1	3	10
<i>Carex strigosa</i>	adventitious	72	3	1	1	8
<i>Carex sylvatica</i>	fibrous	70	3	1	1	5
<i>Carex vesicaria</i>	fibrous	120	3	1	2	10
<i>Carex vulpina</i>	fibrous	100	3	1	1	9
<i>Carum</i>	tap	60	3	1	0	8

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>verticillatum</i>						
<i>Catabrosa aquatica</i>	adventitious	72	3	1	3	9
<i>Ceratophyllum demersum</i>	absent	100	3	1	1	12
<i>Ceratophyllum submersum</i>	absent	100	3	1	1	12
<i>Chenopodium glaucum</i>	tap	50	1	1	0	6
<i>Chenopodium rubrum</i>	tap	70	1	1	0	7
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	adventitious	20	3	1	3	8
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	adventitious	15	3	1	3	9
<i>Cicerbita alpina</i>	tap	130	3	1	3	6
<i>Cicuta virosa</i>	adventitious	150	3	1	0	10
<i>Circaea alpina</i>	adventitious	30	3	1	3	7
<i>Circaea alpina x lutetiana (C. x intermedia)</i>	adventitious	45	3	1	3	6
<i>Cirsium heterophyllum</i>	adventitious	120	3	1	2	6
<i>Cirsium palustre</i>	tap	175	2	1	0	8
<i>Cirsium tuberosum</i>	tap	80	3	1	0	6
<i>Cirsium vulgare</i>	tap	150	2	1	0	5
<i>Cladium mariscus</i>	adventitious/ fibrous	200	3	1	2	10
<i>Claytonia sibirica</i>	adventitious	40	1	1	0	7
<i>Clematis vitalba</i>	adventitious	3000	3	3	0	4
<i>Cochlearia pyrenaica</i>	adventitious	30	2	1	0	7
<i>Conium maculatum</i>	tap	250	2	1	0	5
<i>Convallaria majalis</i>	adventitious	25	3	1	3	5
<i>Cornus sanguinea</i>	fibrous	400	3	3	3	5
<i>Crassula aquatica</i>	adventitious	8	1	1	0	9
<i>Crassula helmsii</i>	adventitious	30	3	1	1	10
<i>Crataegus monogyna</i>	fibrous	1000	3	3	0	5
<i>Crepis mollis</i>	tap	60	3	1	0	5
<i>Crepis paludosa</i>	tap	80	3	1	0	7

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Cuscuta europaea</i>	absent	2	1	1	3	7
<i>Cyperus fuscus</i>	adventitious	20	1	1	0	8
<i>Cyperus longus</i>	adventitious	100	3	1	2	9
<i>Dactylis glomerata</i>	fibrous	120	3	1	1	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	adventitious	150	3	1	1	6
<i>Dipsacus pilosus</i>	tap	150	2	1	0	6
<i>Dryas octopetala</i>	adventitious	10	3	3	3	4
<i>Dryopteris cristata</i>	adventitious	60	3	1	0	9
<i>Eleocharis acicularis</i>	adventitious	10	3	1	3	10
<i>Eleocharis austriaca</i>	adventitious	60	3	1	3	9
<i>Eleocharis palustris</i>	adventitious	60	3	1	3	10
<i>Eleocharis parvula</i>	adventitious	8	3	1	3	9
<i>Eleogiton fluitans</i>	adventitious	45	3	1	1	11
<i>Elodea canadensis</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Elodea nuttallii</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Elymus caninus</i>	adventitious	110	3	1	1	6
<i>Epilobium alsinifolium</i>	adventitious	20	3	1	2	9
<i>Epilobium anagallidifolium</i>	adventitious	10	3	1	2	8
<i>Epilobium brunnescens</i>	fibrous	4	3	1	3	8
<i>Epilobium ciliatum</i>	adventitious	75	3	1	0	6
<i>Epilobium hirsutum</i>	adventitious	150	3	1	3	8
<i>Epilobium obscurum</i>	adventitious	75	3	1	0	8
<i>Epilobium palustre</i>	adventitious	60	3	1	2	8
<i>Epilobium parviflorum</i>	adventitious	75	3	1	0	9
<i>Epilobium roseum</i>	adventitious	75	3	1	0	8
<i>Epilobium tetragonum</i>	adventitious	75	3	1	0	7
<i>Equisetum arvense</i>	adventitious	90	3	1	3	6



soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Equisetum fluviatile</i>	adventitious	100	3	1	3	10
<i>Equisetum hyemale</i>	adventitious	100	3	1	3	7
<i>Equisetum palustre</i>	adventitious	60	3	1	3	8
<i>Equisetum pratense</i>	adventitious	60	3	1	3	7
<i>Equisetum ramosissimum</i>	adventitious	120	3	1	3	4
<i>Equisetum sylvaticum</i>	adventitious	90	3	1	3	8
<i>Equisetum telmateia</i>	adventitious	180	3	1	3	8
<i>Equisetum variegatum</i>	adventitious	60	3	1	3	8
<i>Erigeron acris</i>	fibrous	50	1	1	0	5
<i>Eupatorium cannabinum</i>	adventitious	150	3	1	2	8
<i>Euphorbia cyparissias</i>	tap	40	3	1	3	3
<i>Euphorbia hyberna</i>	tap	52	3	1	0	5
<i>Euphrasia arctica</i>	adventitious	30	1	1	0	5
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	adventitious	35	1	1	0	5
<i>Festuca altissima</i>	fibrous	120	3	1	1	5
<i>Festuca ovina</i>	fibrous	43	3	1	1	5
<i>Ficaria verna</i>	adventitious	25	3	1	1	6
<i>Filipendula ulmaria</i>	fibrous	120	3	1	3	8
<i>Fraxinus excelsior</i>	tap	2500	3	3	0	6
<i>Fritillaria meleagris</i>	adventitious	30	3	1	0	8
<i>Gagea lutea</i>	contractile	25	3	1	1	6
<i>Galanthus nivalis</i>	contractile	22	3	1	1	6
<i>Galium aparine</i>	tap	150	1	1	0	6
<i>Galium boreale</i>	tap	45	3	1	3	5
<i>Galium palustre</i>	tap	75	3	1	2	9
<i>Geranium pratense</i>	adventitious	100	3	1	0	6
<i>Geranium robertianum</i>	fibrous	50	2	1	0	6
<i>Geranium sylvaticum</i>	adventitious	70	3	1	0	5

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Geum rivale</i>	adventitious	50	3	1	0	7
<i>Glaucium flavum</i>	tap	90	3	1	0	5
<i>Glaux maritima</i>	tap	30	3	1	3	7
<i>Glechoma hederacea</i>	adventitious	30	3	1	3	6
<i>Glyceria declinata</i>	fibrous	60	3	1	3	9
<i>Glyceria fluitans</i>	fibrous	95	3	1	3	10
<i>Glyceria fluitans</i> x <i>notata</i> (G. x <i>pedicellata</i> )	adventitious/ fibrous	95	3	1	3	10
<i>Glyceria maxima</i>	adventitious/ fibrous	200	3	1	3	10
<i>Glyceria notata</i>	adventitious	95	3	1	3	10
<i>Groenlandia densa</i>	adventitious	65	3	1	1	12
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	adventitious	35	3	1	3	5
<i>Hedera helix</i>	adventitious	3000	3	3	3	5
<i>Helminthotheca echioides</i>	fibrous	80	1	1	0	5
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	tap	350	2	1	0	6
<i>Heracleum sphondylium</i>	tap	175	2	1	0	5
<i>Hesperis matronalis</i>	fibrous	100	3	1	0	7
<i>Hierochloa odorata</i>	adventitious	55	3	1	3	9
<i>Hippophae rhamnoides</i>	fibrous	300	3	3	3	5
<i>Hippuris vulgaris</i>	adventitious	100	3	1	3	10
<i>Hottonia palustris</i>	adventitious	120	3	1	1	11
<i>Humulus lupulus</i>	fibrous	450	3	1	3	7
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	adventitious	50	3	1	2	11
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	adventitious	40	3	1	1	10
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	adventitious	20	3	1	3	8
<i>Hymenophyllum tunbrigense</i>	adventitious	8	3	1	2	6
<i>Hymenophyllum wilsonii</i>	adventitious	10	3	1	2	5

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfotype	Ellenberg F
<i>Hypericum androsaemum</i>	adventitious	80	3	3	0	6
<i>Hypericum canadense</i>	adventitious	20	1	1	0	9
<i>Hypericum elodes</i>	adventitious	40	3	1	3	10
<i>Hypericum hirsutum</i>	adventitious/ tap	100	3	1	0	5
<i>Hypericum tetrapterum</i>	adventitious/ tap	60	3	1	2	8
<i>Hypericum undulatum</i>	adventitious	60	3	1	2	8
<i>Impatiens capensis</i>	adventitious	60	1	1	0	9
<i>Impatiens glandulifera</i>	adventitious	200	1	1	0	8
<i>Impatiens noli-tangere</i>	adventitious	60	1	1	0	7
<i>Impatiens parviflora</i>	adventitious	100	1	1	0	5
<i>Imperatoria ostruthium</i>	tap	100	3	1	0	5
<i>Iris pseudacorus</i>	adventitious	150	3	1	3	9
<i>Isoetes echinospora</i>	adventitious	15	3	1	0	12
<i>Isolepis cernua</i>	adventitious	15	1	1	0	8
<i>Isolepis setacea</i>	adventitious	15	1	1	0	9
<i>Juglans regia</i>	tap	2400	3	3	0	4
<i>Juncus acutiflorus</i>	adventitious	100	3	1	3	8
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	adventitious	30	3	1	2	9
<i>Juncus ambiguus</i>	adventitious	17	1	1	0	8
<i>Juncus articulatus</i>	adventitious	60	3	1	3	9
<i>Juncus balticus</i>	adventitious	45	3	1	3	8
<i>Juncus bufonius</i>	adventitious	25	1	1	0	7
<i>Juncus conglomeratus</i>	adventitious	100	3	1	1	7
<i>Juncus effusus</i>	adventitious	120	3	1	1	7
<i>Juncus filiformis</i>	adventitious	30	3	1	1	9
<i>Juncus inflexus</i>	adventitious	90	3	1	1	7
<i>Lactuca saligna</i>	tap	75	1	1	0	4
<i>Lamium album</i>	adventitious	60	3	1	3	5
<i>Lathraea</i>	parasitises	30	3	1	0	6

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>squamaria</i>	roots of woody plants					
<i>Lathyrus palustris</i>	tap	120	3	1	3	9
<i>Leersia oryzoides</i>	adventitious	90	3	1	3	9
<i>Lemna gibba</i>	simple	0.5	3	1	1	11
<i>Lemna minor</i>	simple	0.4	3	1	1	11
<i>Lemna minuta</i>	simple	0.3	3	1	1	11
<i>Lemna trisulca</i>	simple	1	3	1	1	12
<i>Leucojum aestivum</i>	contractile	60	3	1	1	9
<i>Leucojum vernalis</i>	contractile	30	3	1	1	6
<i>Limosella aquatica</i>	fibrous	6	1	1	3	8
<i>Limosella australis</i>	fibrous	4	1	1	3	9
<i>Littorella uniflora</i>	adventitious	10	3	1	3	10
<i>Lotus pedunculatus</i>	tap	60	3	1	0	8
<i>Lupinus polyphyllus</i>	tap	150	3	1	0	5
<i>Luronium natans</i>	adventitious	50	3	1	3	11
<i>Luzula sylvatica</i>	adventitious	80	3	1	2	5
<i>Lycopus europaeus</i>	adventitious	100	3	1	2	8
<i>Lysichiton americanus</i>	contractile	110	3	1	2	9
<i>Lysimachia nemorum</i>	adventitious	20	3	1	3	7
<i>Lysimachia nummularia</i>	adventitious	5	3	1	3	7
<i>Lysimachia punctata</i>	adventitious	120	3	1	2	6
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	adventitious	70	3	1	3	10
<i>Lysimachia vulgaris</i>	adventitious	105	3	1	3	9
<i>Lythrum salicaria</i>	tap	120	3	1	0	9
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	adventitious	60	3	1	0	8
<i>Melissa officinalis</i>	tap	60	3	1	2	5
<i>Mentha aquatica</i>	adventitious	90	3	1	3	8
<i>Menyanthes trifoliata</i>	adventitious	150	3	1	3	10

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Mimulus</i>	adventitious/ fibrous	50	3	1	3	9
<i>Mimulus guttatus</i>	adventitious/ fibrous	50	3	1	3	9
<i>Mimulus guttatus</i> x <i>luteus</i> (M. x <i>robertsii</i> )	adventitious/ fibrous	50	3	1	3	8
<i>Mimulus luteus</i>	adventitious/ fibrous	50	3	1	3	9
<i>Minuartia stricta</i>	tap	10	3	1	0	9
<i>Molinia caerulea</i>	fibrous	130	3	1	1	8
<i>Montia fontana</i>	adventitious	20	1	1	2	9
<i>Myosotis laxa</i>	fibrous	40	1	1	0	9
<i>Myosotis scorpioides</i>	adventitious/ fibrous	57	3	1	2	9
<i>Myosotis secunda</i>	adventitious/ fibrous	55	3	1	2	9
<i>Myosotis stolonifera</i>	adventitious/ fibrous	20	3	1	2	9
<i>Myosoton aquaticum</i>	adventitious/ fibrous	100	3	1	2	8
<i>Myrica gale</i>	cluster (proteoid)	150	3	3	3	9
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	adventitious	120	3	1	1	12
<i>Myriophyllum spicatum</i>	adventitious	250	3	1	1	12
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Myrrhis odorata</i>	tap	180	3	1	0	6
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	adventitious	35	3	1	1	5
<i>Nardus stricta</i>	fibrous	40	3	1	1	7
<i>Nasturtium microphyllum</i>	adventitious	60	3	1	3	10
<i>Nasturtium officinale</i>	adventitious	60	3	1	3	10
<i>Nasturtium officinale sens. Lat.</i>	adventitious	60	3	1	3	10
<i>Noccaea caerulescens</i>		40	3	1	0	4
<i>Nuphar lutea</i>	adventitious	150	3	1	2	11
<i>Nuphar pumila</i>	adventitious	150	3	1	2	11
<i>Nymphaea alba</i>	adventitious	150	3	1	2	11
<i>Nymphoides peltata</i>	adventitious	200	3	1	1	11

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Oenanthe aquatica</i>	adventitious	150	1	1	0	10
<i>Oenanthe crocata</i>	tap	150	3	1	0	9
<i>Oenanthe fistulosa</i>	tap	80	3	1	0	9
<i>Oenanthe fluviatilis</i>	adventitious	100	3	1	3	10
<i>Oenanthe lachenalii</i>	tap	100	3	1	0	8
<i>Oenanthe silaifolia</i>	tap	100	3	1	0	9
<i>Oenothera biennis</i>	tap	100	2	1	0	4
<i>Oreopteris limbosperma</i>	adventitious	90	3	1	0	6
<i>Orobanche reticulata</i>	parasitises roots of thistles	60	2	1	0	6
<i>Orthilia secunda</i>	fibrous	5	3	1	2	5
<i>Osmunda regalis</i>	adventitious	160	3	1	0	9
<i>Oxyria digyna</i>	fibrous	30	3	1	0	6
<i>Pentaglottis sempervirens</i>	tap	100	3	1	0	5
<i>Persicaria amphibia</i>	adventitious	200	3	1	3	10
<i>Persicaria bistorta</i>	tap	80	3	1	2	7
<i>Persicaria hydropiper</i>	fibrous	75	1	1	0	7
<i>Persicaria lapathifolia</i>	adventitious	100	1	1	0	6
<i>Persicaria maculosa</i>	fibrous/tap	80	1	1	0	6
<i>Persicaria minor</i>	fibrous	40	1	1	0	8
<i>Persicaria mitis</i>	fibrous	75	1	1	0	8
<i>Persicaria vivipara</i>	adventitious	30	3	1	2	6
<i>Petasites albus</i>	adventitious	70	3	1	3	5
<i>Petasites fragrans</i>	adventitious	30	3	1	3	5
<i>Petasites hybridus</i>	adventitious	120	3	1	3	7
<i>Petroselinum segetum</i>	tap	100	2	1	0	5
<i>Peucedanum officinale</i>	tap	200	3	1	0	5
<i>Phalaris</i>	adventitious	200	3	1	3	9

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfotype	Ellenberg F
<i>arundinacea</i>						
<i>Phegopteris connectilis</i>	adventitious	40	3	1	3	6
<i>Phleum alpinum</i>	adventitious	50	3	1	2	5
<i>Phragmites australis</i>	adventitious	270	3	1	3	10
<i>Phyteuma spicatum</i>	tap	80	3	1	0	5
<i>Pilularia globulifera</i>	adventitious	10	3	1	3	10
<i>Pinguicula lusitanica</i>	adventitious	3	3	1	0	8
<i>Pinguicula vulgaris</i>	adventitious	8	3	1	0	8
<i>Plantago major</i>	adventitious/ fibrous	15	3	1	0	5
<i>Poa humilis</i>	adventitious	30	3	1	3	6
<i>Poa palustris</i>	fibrous	100	3	1	1	9
<i>Poa trivialis</i>	adventitious	70	3	1	1	6
<i>Polemonium caeruleum</i>	adventitious	90	3	1	0	5
<i>Polygala amarella</i>	tap	10	3	1	0	6
<i>Polygonatum verticillatum</i>	adventitious	80	3	1	3	5
<i>Polystichum aculeatum</i>	adventitious	60	3	1	0	5
<i>Polystichum setiferum</i>	adventitious	120	3	1	0	5
<i>Populus alba</i>	tap	2000	3	3	3	6
<i>Populus alba x tremula (P. x canescens)</i>	tap	3000	3	3	3	6
<i>Populus nigra sens.lat.</i>	tap	3000	3	3	3	8
<i>Populus tremula</i>	tap	2000	3	3	3	5
<i>Potamogeton acutifolius</i>	adventitious	100	3	1	1	12
<i>Potamogeton alpinus</i>	adventitious	280	3	1	1	12
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	adventitious	60	3	1	1	12
<i>Potamogeton coloratus</i>	adventitious	70	3	1	1	11
<i>Potamogeton compressus</i>	adventitious	90	3	1	1	12
<i>Potamogeton crispus</i>	adventitious	150	3	1	3	12
<i>Potamogeton</i>	adventitious	30	3	1	3	12

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>filiformis</i>						
<i>Potamogeton friesii</i>	adventitious	150	3	1	1	12
<i>Potamogeton gramineus</i>	adventitious	80	3	1	1	12
<i>Potamogeton gramineus</i> x <i>lucens</i> (P. x <i>zizii</i> )	adventitious	120	3	1	1	12
<i>Potamogeton gramineus</i> x <i>perfoliatus</i> (P. x <i>nitens</i> )	adventitious	250	3	1	1	12
<i>Potamogeton lucens</i>	adventitious	250	3	1	1	12
<i>Potamogeton natans</i>	adventitious	100	3	1	1	11
<i>Potamogeton nodosus</i>	adventitious	250	3	1	1	12
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	adventitious	190	3	1	1	12
<i>Potamogeton pectinatus</i>	adventitious	230	3	1	3	12
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	adventitious	70	3	1	1	10
<i>Potamogeton praelongus</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Potamogeton pusillus</i>	adventitious	70	3	1	1	12
<i>Potamogeton rutilus</i>	adventitious	45	3	1	1	12
<i>Potamogeton trichoides</i>	adventitious	100	3	1	1	12
<i>Potentilla anserina</i>	adventitious/ tap	25	3	1	3	7
<i>Potentilla fruticosa</i>	adventitious	100	3	3	0	6
<i>Primula vulgaris</i>	fibrous	15	3	1	0	5
<i>Prunus lusitanica</i>	adventitious/ fibrous	800	3	3	0	5
<i>Prunus padus</i>	adventitious/ fibrous	1500	3	3	0	6
<i>Pseudorchis albida</i>	adventitious/ tap	20	3	1	0	5
<i>Pteridium aquilinum</i>	adventitious	150	3	1	3	5
<i>Pulicaria dysenterica</i>	adventitious/ fibrous	80	3	1	3	7
<i>Quercus robur</i>	tap	3000	3	3	0	5



soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Ranunculus acris</i>	fibrous	75	3	1	0	6
<i>Ranunculus aquatilis</i>	adventitious/ fibrous	90	1	1	0	11
<i>Ranunculus aquatilis sens.lat.</i>	adventitious/ fibrous	90	1	1	0	11
<i>Ranunculus circinatus</i>	adventitious	75	3	1	1	12
<i>Ranunculus flammula</i>	adventitious	50	3	1	2	9
<i>Ranunculus fluitans</i>	adventitious	300	3	1	1	12
<i>Ranunculus hederaceus</i>	adventitious	23	1	1	0	10
<i>Ranunculus lingua</i>	adventitious	120	3	1	3	10
<i>Ranunculus omiophyllus</i>	adventitious	25	1	1	0	10
<i>Ranunculus peltatus</i>	adventitious	90	1	1	0	11
<i>Ranunculus penicillatus</i>	adventitious	180	3	1	1	12
<i>Ranunculus repens</i>	adventitious	60	3	1	3	7
<i>Ranunculus sceleratus</i>	adventitious	60	1	1	0	8
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	adventitious	60	1	1	0	12
<i>Rhinanthus minor</i>	semi parasitic on roots of grasses	50	1	1	0	5
<i>Ribes alpinum</i>	fibrous	200	3	3	0	5
<i>Ribes nigrum</i>	adventitious/ fibrous	200	3	3	0	9
<i>Ribes rubrum</i>	fibrous	200	3	3	0	7
<i>Ribes spicatum</i>	fibrous	200	3	3	0	6
<i>Rorippa amphibia</i>	adventitious	120	3	1	2	10
<i>Rorippa palustris</i>	tap	60	1	1	0	8
<i>Rorippa sylvestris</i>	tap	60	3	1	2	8
<i>Rubus saxatilis</i>	adventitious	40	3	1	3	5
<i>Rumex aquaticus</i>	tap	180	3	1	0	9
<i>Rumex conglomeratus</i>	tap	60	3	1	0	8
<i>Rumex crispus</i>	tap	100	3	1	0	6
<i>Rumex</i>	tap	200	3	1	0	10

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfotype	Ellenberg F
<i>hydrolapathum</i>						
<i>Rumex longifolius</i>	tap	120	3	1	0	6
<i>Rumex maritimus</i>	tap	40	1	1	0	9
<i>Rumex obtusifolius</i>	tap	100	3	1	0	5
<i>Rumex palustris</i>	tap	60	3	1	0	8
<i>Rumex pseudoalpinus</i>	tap	70	3	1	0	6
<i>Rumex sanguineus</i>	tap	60	3	1	0	7
<i>Ruscus aculeatus</i>	adventitious	77	3	3	2	5
<i>Sagina procumbens</i>	tap	20	3	1	0	6
<i>Sagina saginoides</i>	tap	10	3	1	0	7
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	adventitious	95	3	1	1	11
<i>Salix alba</i>	adventitious	2500	3	3	0	7
<i>Salix arbuscula</i>	adventitious	70	3	3	0	5
<i>Salix aurita</i>	adventitious	250	3	3	0	8
<i>Salix caprea</i>	adventitious	1000	3	3	0	7
<i>Salix cinerea</i>	adventitious	800	3	3	0	8
<i>Salix fragilis</i>	adventitious	1500	3	3	0	8
<i>Salix myrsinifolia</i>	adventitious	300	3	3	0	8
<i>Salix pentandra</i>	adventitious	700	3	3	0	8
<i>Salix phylicifolia</i>	adventitious	400	3	3	0	8
<i>Salix purpurea</i>	adventitious	300	3	3	0	9
<i>Salix triandra</i>	adventitious	1000	3	3	0	8
<i>Salix viminalis</i>	adventitious	600	3	3	0	8
<i>Samolus valerandi</i>	fibrous	45	3	1	0	8
<i>Sanguisorba officinalis</i>	tap	120	3	1	0	7
<i>Saponaria officinalis</i>	tap	90	3	1	3	5
<i>Saxifraga aizoides</i>	adventitious	20	3	1	3	9
<i>Saxifraga hirculus</i>	adventitious	20	3	1	2	9
<i>Saxifraga hirsuta</i>	adventitious	30	3	1	2	7
<i>Saxifraga oppositifolia</i>	adventitious	3	3	1	3	6

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>Saxifraga spathularis</i>	adventitious	40	3	1	2	8
<i>Saxifraga stellaris</i>	adventitious	20	3	1	0	8
<i>Schedonorus arundinaceus</i>	fibrous	125	3	1	1	6
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	adventitious	210	3	1	2	11
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	adventitious	150	3	1	2	10
<i>Schoenoplectus triquetet</i>	adventitious	125	3	1	2	10
<i>Scirpus sylvaticus</i>	adventitious	120	3	1	2	8
<i>Scrophularia auriculata</i>	tap	120	3	1	0	8
<i>Scrophularia nodosa</i>	tap	100	3	1	0	6
<i>Scrophularia umbrosa</i>	tap	100	3	1	0	9
<i>Scutellaria galericulata</i>	adventitious	50	3	1	2	8
<i>Sedum villosum</i>	fibrous	10	3	1	0	9
<i>Selaginella selaginoides</i>	adventitious	9	3	1	2	7
<i>Senecio aquaticus</i>	tap	80	2	1	0	8
<i>Senecio fluviatilis</i>	tap	150	3	1	3	8
<i>Senecio smithii</i>	tap	100	3	1	0	7
<i>Sibthorpia europaea</i>	adventitious	5	3	1	3	7
<i>Silaum silaus</i>	tap	100	3	1	0	5
<i>Silene dioica</i>	fibrous/tap	90	3	1	0	6
<i>Silene uniflora</i>	adventitious	28	3	1	0	6
<i>Sium latifolium</i>	fibrous	200	3	1	0	10
<i>Solanum dulcamara</i>	adventitious	225	3	2	3	8
<i>Solidago canadensis</i>	fibrous	200	3	1	2	5
<i>Solidago gigantea</i>	adventitious/ fibrous	200	3	1	2	5
<i>Solidago virgaurea</i>	adventitious/ fibrous	70	3	1	0	5
<i>Sonchus arvensis</i>	tap	150	3	1	3	6
<i>Sonchus palustris</i>	tap	250	3	1	0	8
<i>Sorbus</i>	adventitious	750	3	3	0	4

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfofotype	Ellenberg F
<i>arranensis</i>						
<i>Sorbus aucuparia</i>	adventitious	1500	3	3	0	6
<i>Sorbus pseudofennica</i>	adventitious	700	3	3	0	4
<i>Sparganium angustifolium</i>	adventitious	100	3	1	3	11
<i>Sparganium emersum</i>	adventitious	60	3	1	3	11
<i>Sparganium erectum</i>	adventitious	150	3	1	3	10
<i>Sparganium natans</i>	adventitious	50	3	1	3	11
<i>Spiranthes romanzoffiana</i>	tap	25	3	1	0	8
<i>Spirodela polyrhiza</i>	simple	0.8	3	1	1	11
<i>Stachys palustris</i>	adventitious	100	3	1	3	8
<i>Stachys palustris</i> x <i>sylvatica</i> (S. x <i>ambigua</i> )	adventitious	100	3	1	3	6
<i>Stachys sylvatica</i>	adventitious	100	3	1	3	6
<i>Stellaria neglecta</i>	tap	80	1	1	0	7
<i>Stellaria nemorum</i>	adventitious	60	3	1	2	6
<i>Stellaria uliginosa</i>	fibrous	40	3	1	2	8
<i>Stratiotes aloides</i>	adventitious	50	3	1	2	11
<i>Subularia aquatica</i>	adventitious	6	1	1	0	11
<i>Symphytum officinale</i>	tap	135	3	1	0	7
<i>Symphytum tuberosum</i>	tap	55	3	1	0	6
<i>Tamus communis</i>	tap	400	3	1	0	5
<i>Tanacetum vulgare</i>	fibrous	120	3	1	2	6
<i>Taraxacum</i>	tap	30	3	1	0	5
<i>Tellima grandiflora</i>	tap	70	3	1	0	8
<i>Tephrosieris palustris congesta</i>	fibrous	100	3	1	0	9
<i>Teucrium scordium</i>	adventitious	55	3	1	3	8
<i>Thalictrum</i>	fibrous	15	3	1	3	7

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morfortype	Ellenberg F
<i>alpinum</i>						
<i>Thalictrum flavum</i>	fibrous	100	3	1	0	8
<i>Thalictrum minus</i>	fibrous	70	3	1	3	4
<i>Thelypteris palustris</i>	adventitious	100	3	1	3	8
<i>Tolmiea menziesii</i>	adventitious	70	3	1	0	6
<i>Trichomanes speciosum</i>	adventitious	35	3	1	2	7
<i>Trifolium medium</i>	adventitious/ tap	45	3	1	0	4
<i>Trifolium squamosum</i>	adventitious/ tap	40	1	1	0	6
<i>Triglochin maritima</i>	adventitious/ fibrous	55	3	1	2	7
<i>Triglochin palustris</i>	fibrous	55	3	1	3	9
<i>Trollius europaeus</i>	fibrous	60	3	1	0	7
<i>Typha angustifolia</i>	fibrous	300	3	1	3	10
<i>Typha latifolia</i>	fibrous	275	3	1	3	10
<i>Ulmus glabra</i>	fibrous	3000	3	3	0	5
<i>Ulmus minor</i>	fibrous	100	3	3	0	6
<i>Urtica dioica</i>	adventitious	150	3	1	3	6
<i>Utricularia australis</i>	absent	60	3	1	1	12
<i>Utricularia vulgaris sens.lat.</i>	absent	100	3	1	1	12
<i>Utricularia vulgaris sens.str.</i>	absent	100	3	1	1	12
<i>Valeriana officinalis</i>	fibrous	175	3	1	0	8
<i>Verbena officinalis</i>	fibrous	67	3	1	0	5
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	adventitious	50	1	1	2	10
<i>Veronica beccabunga</i>	adventitious	45	3	1	2	10
<i>Veronica catenata</i>	adventitious	50	1	1	2	10
<i>Veronica filiformis</i>	adventitious	5	3	1	3	6
<i>Veronica montana</i>	adventitious	15	3	1	3	6
<i>Vicia cracca</i>	adventitious	120	3	1	2	6

soortnaam	worteltype	hoogte/lengte (cm)	levensduur	flexibiliteit	morftype	Ellenberg F
<i>Viola canina</i>	adventitious	18	3	1	0	4
<i>Viola hirta</i>	adventitious	15	3	1	0	4
<i>Viola persicifolia</i>	adventitious	25	3	1	0	8
<i>Wahlenbergia hederacea</i>	adventitious	5	3	1	3	8
<i>Wolffia arrhiza</i>	absent	0.1	3	1	1	11
<i>Zannichellia palustris</i>	adventitious	50	3	1	1	12