



Vlaanderen
is wetenschap

Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de getijdenafhankelijke Grote Nete en Kleine Nete (District 3)

Bart Vandevoorde, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van den Bergh

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Bart Vandevoorde, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van den Bergh

Reviewer:

Frank Van de Meutter, Tim Adriaens, Joost Vanoverbeke, Thierry Onkelinx, Patrik Peeters (WL), Joris Everaert, Ralf Gyselings

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

Bart.Vandevoorde@inbo.be

Wijze van citeren:

Vandevoorde B., Van Lierop F., Elsen R. & Van den Bergh E. (2023). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de getijdenafhankelijke Grote Nete en Kleine Nete (District 3). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (20). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.93687371

D/2023/3241/177**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (20)**

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Kleine Nete in Nijlen-Ranst (Jeroen Mentens / Vilda)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv. afdeling Regio Centraal



Dit werk valt onder een Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie.

**BEHEERVOORSTEL VOOR DE DIJKVEGETATIES
LANGS DE GETIJDENAFHANKELIJKE GROTE NETE
EN KLEINE NETE (DISTRICT 3)**

Bart Vandevoorde, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van den Bergh

doi.org/10.21436/inbor.93687371

Dankwoord/Voorwoord

Deze opdracht is onderwerp van de samenwerkingsovereenkomst tussen De Vlaamse Waterweg nv. (DVW) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) en is, binnen het thema Waterweg van deze overeenkomst, onderdeel van het project Beheervoorstellen - effectgericht klimaat adaptieve maatregelen. Dit rapport bouwt verder op en is een uitbreiding van het dijkbeheervoorstel voor districten 1 en 2 (Vandevoorde *et al.*, 2019).

We danken de vertegenwoordigers van DVW Afdeling Regio Centraal voor het opvolgen van dit project, in het bijzonder Piet Thys en Patrick Van Bockstal, en het districtshoofd Patrick Verhaegen.

Wouter Vannoppen (KULeuven) en Jean Poesen (KULeuven) leverden bijgewerkte figuren omtrent worteldensiteit en wortellengtedensiteit.

Patrik Peeters (Waterbouwkundig Laboratorium) verdient speciale dank. Zijn suggesties en discussiemomenten leverden een belangrijke toegevoegde waarde.

We konden rekenen op de inbreng van verschillende collega's. Tim Adriaens leverde belangrijke input omtrent de bestrijding van invasieve uitheemse soorten en las het hoofdstuk omtrent dit onderwerp na. Wim Mertens bracht sprekende foto's aan over het succesvol bestrijden van Japanse duizendknoop. Thierry Onkelinx berekende de steekproefgrootte. Joost Vanoverbeke en Thierry lazen het hoofdstuk 'Opvolging' na en suggereerden de te gebruiken statistische tests. Geert Spanoghe bezorgde advies om de impact van het beheer op broedvogels te minimaliseren. Frank Van de Meutter verwerkte de data en bracht mede orde in de chaos. Joris Everaert, Ralf Gyselings en Frank dachten mee over het beoordelen van ecologische verbindingen in de alternatieve toetsingsmethode 2.0. Met Andy Van Kerckvoorde en Jan Van Uytvanck zijn de typologieën afgestemd en beheervoorstellen bediscussieerd.

Bovendien dank aan al wie ik vergeten ben.

Samenvatting

Dijken hebben primair een waterkerende functie maar daarnaast hebben ze ook een ecologisch potentieel als leefgebied en corridor. Met een gezamenlijke oppervlakte van meer dan 1000 ha vormen de dijkgraslanden het grootste aaneengesloten grasland in Vlaanderen, dat bovendien met de uitvoering van het Geactualiseerd Sigmapijn nog aanzienlijk zal uitbreiden. Momenteel vertoont dit netwerk een grote variatie in ecologische waarde, erosiebestendigheid en onderhoudskost.

We onderzoeken de variatie in de vegetatie op de dijken en gaan na welke factoren daarmee samenhangen. Zo kunnen richtlijnen voor inrichting en beheer van dijken worden voorgesteld die beide functies optimaal combineren met een aanvaardbare onderhoudskost. Ten slotte worden deze richtlijnen ook ruimtelijk vertaald naar concrete omvormings- en onderhoudsbeheermaatregelen in een beheervoorstel voor de dijken van de Grote en Kleine Nete (district 3).

In Vandevoorde *et al.* (2019) worden op basis van 219 vegetatieopnames vijf dijkgraslandvegetaties of vegetatietypes onderscheiden en beschreven. Deze typologie is representatief voor de dijken van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren, en wordt dus ook hier ingezet voor district 3. Van deze vijf vegetatietypes is de bedekking gemeten (als maat voor erosiebestendigheid), net als de bovengrondse biomassa (als maat voor onderhoudskost) en de gehalten aan stikstof en fosfor in de bodem (als maat voor voedselrijkdom). Op basis van de kenmerken zijn soortenrijk grasland en soortenrijk glanshavergrasland als doeltypen voor de kruin, landzijde, rivierzijde en teen van de dijken aangeduid. Deze vegetatietypes garanderen immers de hoogste erosiebestendigheid, hebben de laagste onderhoudskost en kennen de hoogste ecologische waarde. We geven generieke richtlijnen voor onderhoudsbeheer van deze doeltypes, net als omvormingsbeheer van soortenarm en verruigd glanshavergrasland en van brandnetelruigte naar deze doeltypen.

Naast deze graslandtypes zijn ook rietvegetaties, variabele ruigtes, bomen en struiken, pioniersvegetaties en ruigtes van de invasieve exoot Japanse duizendknoop onderscheiden. Behalve de twee laatste stellen we voor om deze, als ze er nu zijn, aan de rivierzijde en aan de teen van de dijk te behouden door toepassen van een onderhoudsbeheer op maat van deze vegetaties, telkens op voorwaarde dat ze de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren. Aan landzijde en op de kruin stellen we een omvormingsbeheer voor tot het doelgraslandtype. Ruigtes van Japanse duizendknoop van minder dan 20 m² moeten omgevormd tot het doeltypen, grotere populaties worden in afwachting van meer efficiënte beheertechnieken beheerd met als doel uitbreiding en verspreiding te voorkomen. Voor pioniersvegetaties stellen we een omvormingsbeheer voor.

Een ontwikkelingstraject is uitgestippeld met drie types onderhoudsbeheer (kruidige vegetatie; riet/ruigte en bomen/struiken) en vier types omvormingsbeheer (kruidige vegetatie; bomen/struiken; riet en exoten). Voorgestelde maatregelen zijn naast enkele algemene richtlijnen (met betrekking tot bemesting, pesticidengebruik, broedvogels, entomofauna en zeldzame plantensoorten), (gefaseerd) maaibeheer, grasbeheer, hakhoutbeheer, cyclisch maaibeheer en exotenbeheer.

Om deze generiek geformuleerde beheerstrategie ruimtelijk te vertalen naar een concreet beheervoorstel zijn de dijklichamen van district 3 (Grote Nete, Kleine Nete) gekarteerd. De onderscheiden zones van het dijklichaam (teen, landzijde, kruin aan landzijde, kruin aan rivierzijde en rivierzijde) worden als 5 parallelle lijnen gekarteerd met 10 m als kleinste



karteereenheid. Kleinere belangrijke elementen werden als punt gekarteerd. Elk lijnstuk (punt) van deze vegetatiekaart bestaat uit een homogene vegetatie waaraan een vegetatietype is toegekend.

Met behulp van de voorgestelde beheerstrategie is de vegetatiekaart vertaald naar een beheervoorstel. Voor elk lijnstuk (punt) van deze vegetatiekaart adviseren we een type omvorming- of onderhoudsbeheer. Ten slotte stellen we een opvolgingsplan voor zodat het beheer periodiek kan geactualiseerd worden naargelang de evolutie van de afstand tot de doelvegetaties.

Ook formuleren we nog enkele specifieke inrichtings- en beheermaatregelen met betrekking tot het inzaaien van pas aangelegde dijken en het initiële ontwikkelingsbeheer van deze nieuwe dijken. Daarnaast geven we extra aandacht aan het beheer van invasieve plantenexoten zoals Japanse duizendknoop, reuzenbalsemien en reuzenberenklauw.

Tot slot is de alternatieve toetsingsmethode 2.0 uitgewerkt. Deze toetsingsmethode beoordeelt de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden van een boom tot een score. Op gelijkaardige manier worden aspecten van beheer, onderhoud en beleid omgezet tot een score. Een algoritme verrekent beide scores tot een eindscore. Deze toetsingsmethode is een hulpmiddel dat de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd moet worden.



English abstract

Rationale

Levees are constructed as a flood control measure. However, if thoughtfully designed they represent at the same time considerable ecological potential as habitat and corridor. Grasslands on the dense network of levees in Flanders constitute a continuous grassland of more than 1000 ha. With the implementation of the updated Sigmaphan this will expand even more. At present this network of levees shows a wide range of ecological merits, erosion resistance and maintenance costs. In this report we investigate the relation between vegetation patterns and abiotic conditions. From there we propose design and management guidelines to optimize the combined flood control and ecological functions of the levees under acceptable maintenance costs. These guidelines are then spatially specified in a management proposal for the levees in district 3 (Grote Nete, Kleine Nete).

Target vegetation types

Based on 219 vegetation relevés five types of grassland vegetation are distinguished and described. In each of these percentage of cover (as a measure of erosion resistance), above ground biomass (as a measure of maintenance cost) and soil nitrogen and phosphorus contents (as a measure of trophic condition) were measured. Species-rich grassland and species-rich *Arrhenatherum*-grassland are proposed as target vegetation types for the top, base, river- and landsides of the levees. They combine the best erosion resistance with low maintenance cost and high ecological value.

Besides grassland vegetation types also reed, tall herb vegetation, trees/shrub, pioneer vegetation and Japanese Knotweed vegetation were distinguished. Except for the Japanese Knotweed and the pioneer vegetation we propose to maintain these vegetation types on the riverside and the base of the levee if they are already established there, unless they interfere with safety.

Guidelines for management measures

Guidelines for maintenance management are described for the target grassland vegetation types and for reed/tall herbs and for trees/shrub.

Guidelines for restoration management are described towards development of the target vegetation types from the less interesting vegetation types such as species-poor *Arrhenatherum*-grasslands, deteriorated *Arrhenatherum*-grasslands, pioneer vegetations and stinging nettle vegetations, from reed/tall herbs, from trees/shrub and from Japanese Knotweed vegetations smaller than 20 m². Control management guidelines for Japanese Knotweed vegetations with a surface area bigger than 20 m² are described to prevent expansion and dispersal.

The proposed management measures are general (concerning fertilization, use of pesticides, breeding birds, entomofauna and rare plant species) as well as vegetation specific (mowing, grazing, coppice, ...).

Management proposal for levees in district 3 (Grote Nete, Kleine Nete)

A vegetation map is made for district 3 (Grote Nete, Kleine Nete). Five transversal zones are distinguished on the levees: the base, landside, top on landside, top on riverside and riverside. These are mapped as 5 parallel lines with 10 m as the smallest unit. Shorter units of specific



importance are mapped as a point. Each mapped unit has a homogeneous vegetation and is designated to a certain vegetation type. The map is then converted into a management proposal: for every mapped unit management measures follow the implementation of the general guidelines according to the specific situation. A monitoring plan to assess the evolution of the distance to target vegetation is proposed to allow for adaptive management accordingly.

For new levee constructions specific guidelines for sowing and initial vegetation management are proposed. Specific attention is also paid to IAS (Invasive Alien Species) control such as Japanese Knotweed, Indian Balsam and Giant Hogweed.

Finally a method is developed to evaluate the scenic, natural and cultural-historical value of trees (and shrubs), called tree assessment 2.0. This method also takes into account aspects of management and policy and offers a score. This score can help the manager to decide if the tree will be cut or not.



Inhoudstafel

1	Inleiding.....	12
1.1	Algemeen kader	12
1.2	Specifiek kader dijkbeheer	14
1.3	Doelstellingen/te beantwoorden vragen	15
1.4	Aanpak en projectstructuur	16
1.4.1	Vegetatietypologie	16
1.4.2	Karakterisering van de vegetatietypes	16
1.4.2.1	Abiotiek en beheer	17
1.4.2.2	Productiviteit.....	17
1.4.2.3	Erosiebestendigheid	17
1.4.3	Kartering.....	18
1.4.4	Beheervoorstel	18
1.5	Afbakening van het projectgebied	19
2	Doelvegetatie	21
2.1	Voorwaarden.....	21
2.2	Dijkvegetaties	23
2.2.1	Vegetatietypologie	23
2.2.1.1	Type 1 Soortenrijk grasland.....	23
2.2.1.2	Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland	25
2.2.1.3	Type 3 Soortenarm glanshavergrasland.....	26
2.2.1.4	Type 4 Verruigd glanshavergrasland	28
2.2.1.5	Type 5 Brandnetelruigte.....	28
2.2.1.6	Type 6 Rietvegetatie.....	30
2.2.1.7	Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (<i>Fallopia japonica</i>).....	30
2.2.1.8	Type 8 Variabele ruigte	31
2.2.1.9	Type 9 Bomen/struiken	31
2.2.1.10	Type 10 Andere	31
2.2.1.11	Type 11 Pioniersvegetatie	32
2.2.2	Dijkvegetatietypes van het Schelde-estuarium in een ruimer kader.....	33
2.2.3	Kenmerken van de dijkvegetatietypes	34
2.3	Keuze en verantwoording doelvegetatie	36
2.3.1	Hoge erosiebestendigheid	36
2.3.2	Lage onderhoudskost	39
2.3.3	Hoge ecologische waarde.....	40
2.4	Conclusies doelvegetaties	42



2.5	Waar welke doelen?.....	43
3	Ontwikkelingstraject en beheermaatregelen	45
3.1	Ontwikkelingstraject	45
3.1.1	Relatie tussen bodemnutriënten, productiviteit, vegetatietype en aantal soorten 45	
3.1.2	Van brandnetelruigte naar soortenrijk (glanshaver)grasland, de doelstelling ...	47
3.1.3	Onderhouds- of omvormingsbeheer? En welk type?	49
3.2	Beheermaatregelen.....	50
3.2.1	Algemene beheerrichtlijnen.....	50
3.2.2	Onderhoudsbeheer	53
3.2.2.1	Onderhoud kruidige vegetatie	54
3.2.2.1.1	Maai-beheer.....	54
3.2.2.1.1.1	Maaitijdstip, -frequentie en -hoogte	54
3.2.2.1.1.2	Machines.....	54
3.2.2.1.1.3	Afvoeren van het maaisel	55
3.2.2.1.2	Graasbeheer	62
3.2.2.1.2.1	Begrazingsmethode	62
3.2.2.1.2.2	Welke grazers?.....	62
3.2.2.1.2.3	Begrazingsoppervlaktes, -dichtheden, en -duur.....	64
3.2.2.1.2.4	Begrazingsperiode	65
3.2.2.1.2.5	Begrazing en haar beperkingen!	66
3.2.2.1.2.5.1	Beperkingen	66
3.2.2.1.2.5.2	Oplossingen	69
3.2.2.1.2.6	Overige richtlijnen graasbeheer	69
3.2.2.2	Onderhoud bomen/struiken	72
3.2.2.2.1	Hakhoutbeheer	72
3.2.2.2.2	Kapcyclus en fasering.....	74
3.2.2.2.3	Kapperperiode.....	77
3.2.2.2.4	Werkwijze	77
3.2.2.3	Onderhoud riet/ruigte.....	79
3.2.3	Omvormingsbeheer.....	80
3.2.3.1	Omvorming kruidige vegetatie.....	80
3.2.3.2	Omvorming bomen/struiken.....	81
3.2.3.3	Omvorming riet	82
3.2.3.4	Omvorming exoten	83
4	Dijkkartering	84
4.1	Methode dijkkartering	84



7.1.1.1	Graszaadmengsel	116
7.1.1.2	Zaaiwijze en -periode	117
7.1.1.3	Zaadichtheid	118
7.1.1.4	Inrichtingsalternatieven	118
7.1.2	Ontwikkelingsbeheer	118
7.2	Bestrijding van invasieve exoten (vaatplanten	119
7.2.1	Wat zijn invasieve exoten?	119
7.2.2	Aanpak.....	123
7.2.2.1	Stap 1. Preventie van nieuwe introducties	123
7.2.2.2	Stap 2. Vroege detectie en snelle respons (early detection and rapid response).....	124
7.2.2.3	Stap 3. Beheren, bestrijden en terugdringen (controle).....	124
7.2.3	Maatregelen op maat.....	126
7.2.3.1	Japane duizendknoop (<i>Fallopia japonica</i>)	126
7.2.3.1.1	Van probleem tot strategie.....	126
7.2.3.1.2	Maatregelen	129
7.2.3.1.2.1	Van preventie tot vroege detectie en snelle respons.....	129
7.2.3.1.2.2	Controle	132
7.2.3.1.2.2.1	Kleine populaties	132
7.2.3.1.2.2.2	Grote populaties	135
7.2.3.2	Reuzenbalsemien (<i>Impatiens glandulifera</i>).....	138
7.2.3.3	Reuzenberenklauw (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	139
7.2.3.4	Andere exoten.....	140
7.2.4	Opvolgen van maatregelen en registratie.....	140
8	Aanbevelingen en verder onderzoek	142
9	Alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA, 2001).....	146
9.1	Aanleiding.....	146
9.2	Bomen op dijken?.....	147
9.3	Alternatieve toetsingsmethode 2.0	150
9.3.1	Methode.....	150
9.3.2	Toepassing en werkwijze alternatieve toetsingsmethode 2.0.....	151
9.3.3	Beoordeling	153
9.3.3.1	LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuurhistorie)	153
9.3.3.1.1	LNC-beoordelingscriteria	153
9.3.3.1.1.1	Leeftijd (formaat).....	157
9.3.3.1.1.2	Conditie/toestand.....	157
9.3.3.1.1.3	Toekomstwaarde	158



9.3.3.1.1.4	Zeldzaamheid.....	159
9.3.3.1.1.5	Biotoop	159
9.3.3.1.1.6	Genenbron.....	160
9.3.3.1.1.7	Markeringsboom, geschiedenis, symboliek.....	160
9.3.3.1.1.8	Invasieve exoten	163
9.3.3.1.1.9	Staat de boom bij een ander element (subcrit. 1) en is de boomsoort kenmerkend (subcrit. 2)?	163
9.3.3.1.1.10	Overstromingstolerantie	164
9.3.3.1.1.11	Landschapselement	165
9.3.3.1.1.12	Ecologische verbinding in de lengterichting	165
9.3.3.1.1.13	Breedte ecologische verbinding	166
9.3.3.1.1.14	Dwarse ecologische verbinding	167
9.3.3.1.2	Bepaling LNC-score	168
9.3.3.2	BOB-waarden (Beheer, Onderhoud, Beleid)	168
9.3.3.2.1	BOB-beoordelingscriteria	168
9.3.3.2.1.1	Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud	169
9.3.3.2.1.2	Beheer- en onderhoudskost van de boom	170
9.3.3.2.2	Bepaling BOB-score.....	170
9.3.3.3	Eindscore	171



1 INLEIDING

De missie van De Vlaamse Waterweg nv. (DVW) is duidelijk: beheren en ontwikkelen van waterwegen als een krachtig netwerk dat bijdraagt aan de economie, de welvaart en de leefbaarheid van Vlaanderen en schuift als ambities onder andere naar voor (www.vlaamsewaterweg.be d.d. 19/01/2022):

- “Waterbeheersing voor een veilig Vlaanderen: we investeren verder in de duurzame **beveiliging tegen overstromingen** en bieden ook bij watertekorten oplossingen voor scheepvaart, drinkwaterproductie en proces- of koelwater.”
- “Water(wegen), bron van leven én beleving: we zetten volop in op de multifunctionaliteit van onze waterwegen. We produceren energie uit waterkracht, bieden ruimte aan recreatie en toerisme en hebben bij onze projecten **voortdurend aandacht voor ecologie en landschappelijke impact.**”

Deze ambities worden vertaald in de aanleg van gecontroleerde overstromingsgebieden en van dijken die het achterland beveiligen tegen overstromingen. Dit beheervoorstel voor dijkvegetaties draagt bij aan de gestelde ambities. De geformuleerde voorstellen zijn gericht op erosiebestendige vegetaties ter ondersteuning van de veiligheidsfunctie van de dijken en houden eveneens rekening met ecologie en landschap.

1.1 ALGEMEEN KADER

De Zeeschelde vormt met haar zijrivieren een uniek ecosysteem maar is ook een belangrijke vaarroute doorheen dicht bevolkte gebieden in Vlaanderen. Daartoe moeten de dimensies van de vaargeul onderhouden worden. Om haar vallei te beschermen tegen overstromingen wordt het Geactualiseerde Sigmapijan geïmplementeerd. De Sigmadijken die de rivier, de gecontroleerde overstromingsgebieden en de vallei van elkaar scheiden zijn daar belangrijke onderdelen van.

Van de thalweg tot de teen van de dijk onderscheiden we, naargelang het overspoelingsregime en de begroeiing, een subtidale of permanent onderwaterzone, een onbegroeide intertidale zone die bij elk getij overspoelt (slikken), een intertidale zone die met hogere planten begroeid is en die enkel bij hogere hoogwaters overspoelt (schorren) en de dijkvegetaties die niet aan getijdewerking onderhevig zijn. Elk van deze zones herbergt kenmerkende habitatten en daaraan gekoppelde levensgemeenschappen. Op basis daarvan is duurzaam beheer van het Schelde-estuarium en haar oevers en waterkeringen in vier operationele onderdelen opgevat (Figuur 1):

- **Beheer bathymetrie:** dit aspect behandelt de ecologische randvoorwaarden en optimalisaties bij baggeren, storten en (lokale) sedimentonttrekking in het subtidaal of permanente onderwaterzone.
- **Oeverbeheer** in al zijn aspecten: onder welke omstandigheden moet een oever(deel) verstevigd worden en welke verdedigingsmethode is aan te bevelen onder welke omstandigheden? We onderscheiden drie motieven om oevers te verdedigen of in te grijpen:



- Veiligheid: de stevigheid van de dijk komt in het gedrang door erosie. Dit behandelt ook bijvoorbeeld het aspect risicobomen op de schorrand: wanneer zijn ze toegestaan en welk beheer is aangewezen?
- Ecologie: een ecologisch interessant ecotoop is onderhevig aan erosie, wanneer ingrijpen om het te behouden en wanneer de schorcyclus zijn gang laten gaan?
- Scheepvaart: bomen aan de schorrand dreigen in het water te vallen waardoor ze een gevaar kunnen betekenen wanneer ze tussen scheepschroeven geraken.

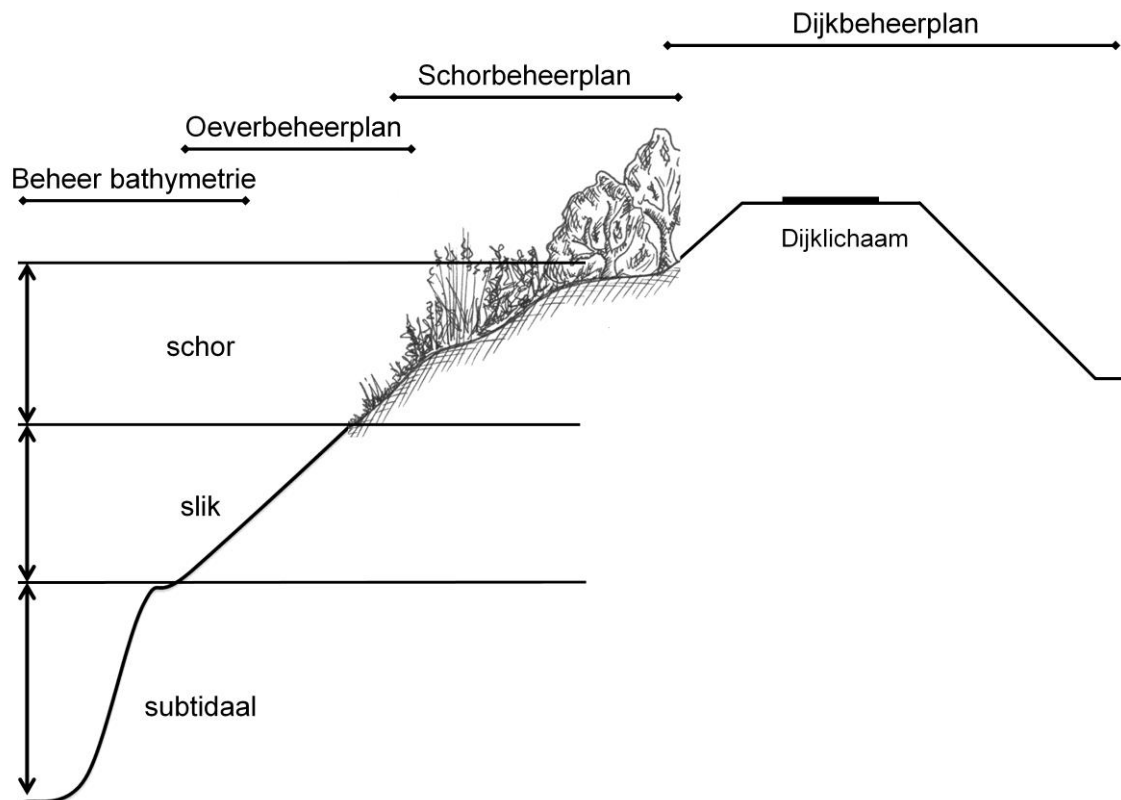
Duurzaam oeverbeheer wordt beschreven in Van Ryckegem *et al.* (2015, 2021).

- **Schorbeheer** met het oog op de gunstige staat van instandhouding en het halen van de instandhoudingsdoelen (IHD). Momenteel is het beheer van deze getijdennatuur gelokaliseerd en verdeeld naargelang de terreinbeheerder: DVW, ANB en terreinbeherende verenigingen. ANB en vooral de terreinbeherende verenigingen doen aan actief schorbeheer, elk naar eigen inzicht en vermogen in de gebieden onder hun hoede. Ze zijn ook vragende partij om de schorren die onder verantwoordelijkheid van DVW vallen te beheren. Al deze gebieden zijn echter onderdeel van één ecosysteem en er moet over gewaakt worden dat de som van alle beheerwerken maximaal bijdraagt aan de IHD en de realisatie van de LTV-doelstelling: een robuust ecosysteem waarvan wij duurzaam de vruchten en diensten kunnen plukken. Daarom is er nood aan 1 beheerplan voor de getijdennatuur van de Zeeschelde (Van den Bergh *et al.*, in prep.).
- **Dijkbeheer:** Dijkgraslanden en bermen vormen het grootste min of meer aaneengesloten grasland in Vlaanderen. Niet enkel vormen ze op zich het leefgebied van tal van plant- en diersoorten ook fungeren ze als corridor waarlangs deze kunnen migreren. De ecologische waarde van de dijk- en bermvegetaties kan sterk wisselen, naargelang het vegetatiebeheer en een aantal omgevingsfactoren. Van Kerckvoorde *et al.* (2015) en Van Kerckvoorde (2016) beschrijven de typische berm- en dijkvegetaties met hun standplaatsfactoren langs DVW-waterlopen.

De oppervlakte dijkvegetaties in het Schelde-estuarium breidt zich nog verder uit met de realisaties van het Geactualiseerde Sigmoplan. Een dijklichaam is opgebouwd uit een (zandige) kern en (kleiige) afdeklaag. De afdeklaag en de aanwezige begroeiing staan in voor erosiebestendigheid bij golfoverslag en/of -overloop. Naast stevigheid en erosiebestendigheid is ook onderhoudskost een belangrijk aspect en die is rechtstreeks evenredig met de productiviteit van de vegetatie. Duurzaam dijkbeheer is dus gericht op de ontwikkeling van vegetaties die erosiebestendigheid bevorderen, beperkte onderhoudskosten vergen en een ecologische meerwaarde bieden.

Dit rapport behandelt het beheervoorstel voor de dijkvegetaties van district 3 (Grote Nete, Kleine Nete) en is opgebouwd zoals het beheervoorstel voor de dijkvegetaties van districten 1 en 2 (Zeeschelde, Durme, Rupel) (Vandevoorde *et al.*, 2019). District 4 (Dijle, Zenne, Demer) komt in een volgende rapportage aan bod.



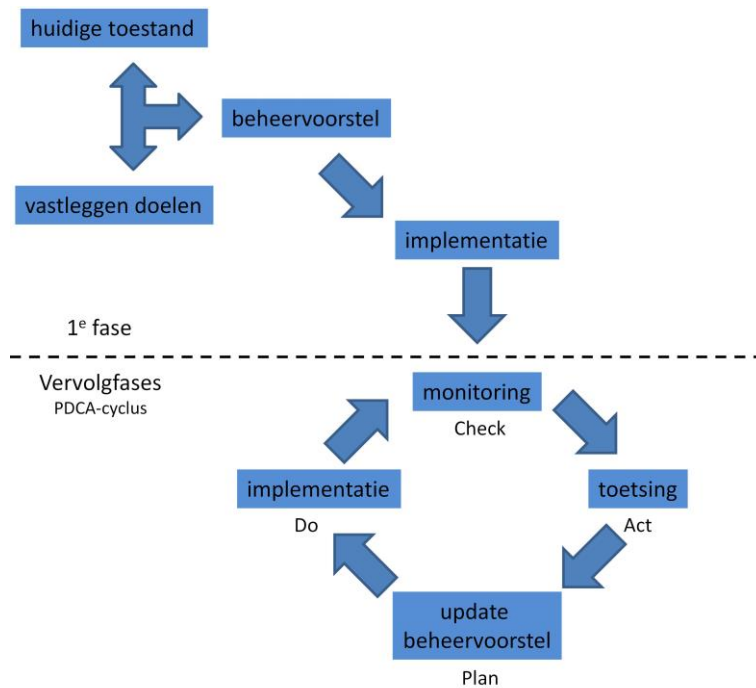


Figuur 1 Situering van de operationele beheereenheden en hun bijhorende habitatten voor het Schelde-estuarium.

1.2 SPECIFIEK KADER DIJKBEHEER

Het opstellen van een beheervoorstel voor de dijkvegetaties vormt een eerste fase in de beheercyclus van de dijken. Nadat de huidige toestand van de dijkvegetaties in kaart is gebracht en de gewenste doelen zijn vastgelegd, wordt een beheervoorstel geformuleerd om de vastgelegde doelen te bereiken. De uitvoering van dit beheervoorstel gebeurt door de dijkbeheerder (DVW) (1e fase in Figuur 2) die het beheervoorstel vertaalt naar een concreet beheerplan.

De vervolgfases van het dijkbeheer kennen het verloop van een Plan-Do-Check-Act-cyclus (PDCA-cyclus) met een terugkeerperiode van 4 jaar. Een monitoringsprogramma wordt uitgevoerd (Check) zodat getoetst kan worden of de vastgelegde doelen zijn bereikt (Act). Afhankelijk van het al dan niet behalen van de doelen wordt het beheervoorstel geactualiseerd of bijgestuurd (Plan), waarna de dijkbeheerder instaat voor de implementatie van het al dan niet vernieuwde beheervoorstel (Do). Vervolgens start de cyclus opnieuw door het uitvoeren van het monitoringsprogramma (Vervolgfases in Figuur 2).



Figuur 2 Fases en onderdelen van de PDCA-cyclus van het dijkbeheer.

1.3 DOELSTELLINGEN/TE BEANTWOORDEN VRAGEN

De hoofdfunctie van dijken is waterkering. De erosiebestendigheid van de dijk en dan in het bijzonder van de dijkvegetatie of (gras)zone is hierbij een belangrijke voorwaarde. Onderhoudskosten is een belangrijk beheeraspect en is omgekeerd evenredig met de productiviteit van de vegetatie. Het hoofddoel van dit project is een beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Grote en Kleine Nete formuleren waarbij zich zo veel mogelijk erosiebestendige vegetaties ontwikkelen en handhaven met inzet van haalbare onderhoudskosten en aandacht voor ecologie en landschap.

Hiertoe moeten volgende vragen beantwoord worden:

1. Wat zijn de doelvegetaties voor de dijken? Deze die zoveel mogelijk erosiebestendigheid, hoge ecologische waarde en lage productiviteit combineren.
2. Welke omgevingsfactoren zijn bepalend voor erosiebestendigheid, productiviteit en ecologische waarde van dijkvegetaties?
3. Welk beheer is aangewezen om de doelvegetaties te ontwikkelen en/of te handhaven?
4. Hoe kunnen we de toestand, de evolutie en de afstand tot de doelvegetaties efficiënt opvolgen voor de dijkvegetaties?

In eerste instantie wordt de erosiebestendigheid van de verschillende dijkvegetaties, in het bijzonder van de graslandtypes, geduid en wordt de productiviteit nagegaan.

Omgevingsfactoren en beheer bepalen waar zich welke vegetatie ontwikkelt. Het beheervoorstel zal sturen op deze omgevingsfactoren opdat de doelvegetaties zich ontwikkelen en/of handhaven.

Daarnaast wordt ook aandacht besteed aan de ecologische waarde van de dijkvegetaties. Het beheervoorstel streeft maximaal ecologische waarde na en minimaal negatieve impact op de aanwezige fauna en flora.

Voor de aanleg en het beheer van nieuwe dijken worden specifieke inrichtings- en beheermaatregelen geformuleerd evenals voor het beheer van houtige gewassen, riet en invasieve uitheemse soorten zoals (Japanse) duizendknoop (*Fallopia spp.*), reuzenbalsemien en reuzenberenklauw.

1.4 AANPAK EN PROJECTSTRUCTUUR

Het einddoel van deze studie is een beheervoorstel formuleren voor de dijkvegetaties langs het Schelde-estuarium, inclusief haar getijgebonden zijrivieren zodat ze evolveren naar ecologisch waardevolle graslanden die bijdragen aan de erosiebestendigheid van de dijken en zo weinig mogelijk onderhoudskosten vergen. Voor de dijkvegetaties werd een vegetatietynologie opgemaakt en abiotisch gekarakteriseerd. Daaruit is een doelvegetatietyologie geselecteerd dat het best aan de gestelde criteria beantwoordt. De dijkvegetatie is gebiedsdekkend in kaart gebracht en een beheervoorstel werd geformuleerd om zoveel mogelijk van de huidige naar de doelsituatie te evolveren.

1.4.1 Vegetatietynologie

Er werd een vegetatietynologie opgesteld op basis van vegetatieopnames op de dijken van Zeeschelde en Durme (Vandevoorde *et al.*, 2019). Deze typologie is representatief voor de dijken van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren en wordt dus ook hier ingezet voor district 3.

Tijdens het vegetatieseeizoen van 2009 werden 219 vegetatieopnames gemaakt op de landzijde van de dijken langs de Zeeschelde en Durme. De proefvlakken hadden een standaardoppervlakte van 2 x 2 m. Binnen elk proefvlak zijn per vegetatielaag alle terrestrische hogere planten, mossen en lichenen genoteerd. Vervolgens is hun bedekking ingeschat met behulp van de decimale schaal van Londo (1976). Ook de procentuele bedekking van de verschillende vegetatielagen is ingeschat, net als de hoogte van de vegetatie.

Deze vegetatieopnames zijn geclusterd tot 5 herkenbare vegetatietytypes (vegetatietynologie):

- Type 1 Soortenrijk grasland
- Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland
- Type 3 Soortenarm glanshavergrasland
- Type 4 Verruigd glanshavergrasland
- Type 5 Brandnetelruigte

1.4.2 Karakterisering van de vegetatietytypes

We selecteerden random 20 proefvlakken van elk van deze 5 gedefinieerde vegetatietytypes voor de karakterisering van abiotiek en beheer, productiviteit en erosiebestendigheid. Op basis van deze karakterisering, aangevuld met literatuurgegevens, selecteerden we een doelvegetatie. Erosiebestendigheid woog daarvoor het meeste door, gevolgd door productiviteit en tenslotte ecologische waarde (zie 2).

1.4.2.1 Abiotiek en beheer

Abiotische omgevingsfactoren en het gevoerde **beheer** bepalen de samenstelling van de aanwezige vegetatie.

In de tweede helft van april 2010 zijn in de geselecteerde proefvlakken bodemstalen genomen van de bovenste 20 cm. Telkens is een mengstaal gemaakt van 5 deelmonsters. Na drogen en vermalen is van elk bodemstaal de textuur bepaald met laserdiffractie. Van alle stalen is ook de zuurtegraad (pH water), de conductiviteit (EGV), het kalkgehalte en de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) gemeten evenals de gehalten aan calcium, kalium, magnesium, natrium, zwavel, ijzer en aluminium. Bovendien is zowel het totaal als plantbeschikbaar stikstof- en fosforgehalte gekwantificeerd.

Voor alle proefvlakken werd ook expositie, hellingsgraad, XYZ-coördinaten en mate van beschaduwing ingemeten en noteerden we het gevoerde beheer. De verzamelde gegevens zijn exploratief geanalyseerd.

1.4.2.2 Productiviteit

In juni 2010 verzamelden we in diezelfde proefvlakken bovengrondse biomassa door ze weg te knippen tot op ca. 2 cm hoogte in een random gekozen meetpunt van 0.5 x 0.5 m. Voor proefvlakken waarin toen reeds beheer werd uitgevoerd werd een ander proefvlak geselecteerd tot 20 proefvlakken per vegetatietype waren bemonsterd. Strooisel, gedefinieerd als liggend afgestorven plantenmateriaal niet vasthangend aan de moederplant, is niet verzameld. Ook terrestrische mossen en korstmossen zijn niet verzameld, tenzij ze doorgroeien tot tussen de hogere planten (> 2 cm hoog).

Het verzamelde plantenmateriaal is droog bewaard en zo snel mogelijk overgebracht naar het labo om bij 105 °C te drogen in een droogstoof tot er geen gewichtsverlies meer was (Moore & Chapman, 1986). Het gewogen drooggewicht is omgerekend naar ton drooggewicht (DS) per hectare (zie 6.2.2.2.2).

1.4.2.3 Erosiebestendigheid

Aan de hand van de raammethode (Sýkora & Liebrand, 1987) bepaalden we in de tweede helft van april 2010 de **bedekking** van de vegetatie als maat voor erosiebestendigheid. Per proefvlak (20 per vegetatietype) zijn 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m afgebakend. Nadat de bovengrondse biomassa is weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte is de bedekking ingemeten met behulp van een raster van 0.5 x 0.5 m met rastercellen van 0.05 x 0.05 m. Elk snijpunt binnen dit raster, in totaal 81, stelt een datapunt voor. Ter hoogte van elk snijpunt is een pin of staafje neergelaten en werd genoteerd of dit een hogere plant (V), mos (M), strooisel (S) of kale bodem (K) raakte. Het procentueel aandeel hogere plant, uitgemiddeld voor de 4 meetpunten, geeft een waarde voor de bedekking binnen het proefvlak (zie 6.2.2.2.3).

In diezelfde proefvlakken (20 per vegetatietype) werden ook wortelstalen verzameld om de hoeveelheid wortels per volume-eenheid te bepalen (worteldensiteit¹). Hiervoor is met behulp van Kopecky-ringen of monsterringen (vast volume van 100 ml) een staal genomen op 4 verschillende dieptes: 0-10, 10-20, 20-30 en 30-40 cm onder het maaiveld. Telkens is per diepte een mengstaal van 3 deelmonsters gemaakt; verzameld onderaan, in het midden en bovenaan het proefvlak. Het uitspoelen van de bodemdeeltjes uit deze stalen vergde evenwel zodanig veel investering van tijd en middelen dat overgeschakeld is op het bepalen van het

¹ Worteldensiteit = drooggewicht wortels per volume-eenheid bodem

gloeiverlies (LOI, loss on ignition). Het gloeiverlies, als maat van de hoeveelheid organische stof, is gebruikt als proxy voor de hoeveelheid wortels. Dit leidde evenwel tot een groot kwaliteitsverlies in de data waardoor geen eenduidige besluiten konden afgeleid worden uit de gegevens.

In deze proefvlakken is ook het bodemprofiel beschreven (20 per vegetatietype) tot een diepte van 100 cm. Met behulp van een gutsboor (diameter 3 cm) is een ongestoord bodemmonster gestoken. In elke te onderscheiden bodemhorizont is de wortelabundantie per worteldiameterklasse (very fine (< 0.5 mm), fine (0.5-2 mm), medium (2-5 mm), coarse (> 5 mm)) ingeschat aan de hand van aantalsklassen conform de richtlijnen van FAO (2006).

1.4.3 Kartering

Om de huidige toestand (anno 2015) te toetsen aan de doelsituatie werd de vegetatie op de dijklichamen in districten 3 (Grote Nete, Kleine Nete) gekarteerd. Gezien het lineaire karakter van de dijken bestaan de karteringseenheden niet uit vlakken maar uit lijnen. Elk onderscheiden lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid waaraan een vegetatietype is toegekend.

Bovendien zijn verschillende zones onderscheiden op het dijklichaam (teen, landzijde, kruin aan landzijde, kruin aan rivierzijde en rivierzijde) (i.e. dijkzones) die telkens apart zijn gekarteerd. Hierdoor bestaat de vegetatiekaart uit 5 parallelle lijnen met 10 m als kleinste karteereenheid. Kleinere belangrijke elementen zijn als punt gekarteerd.

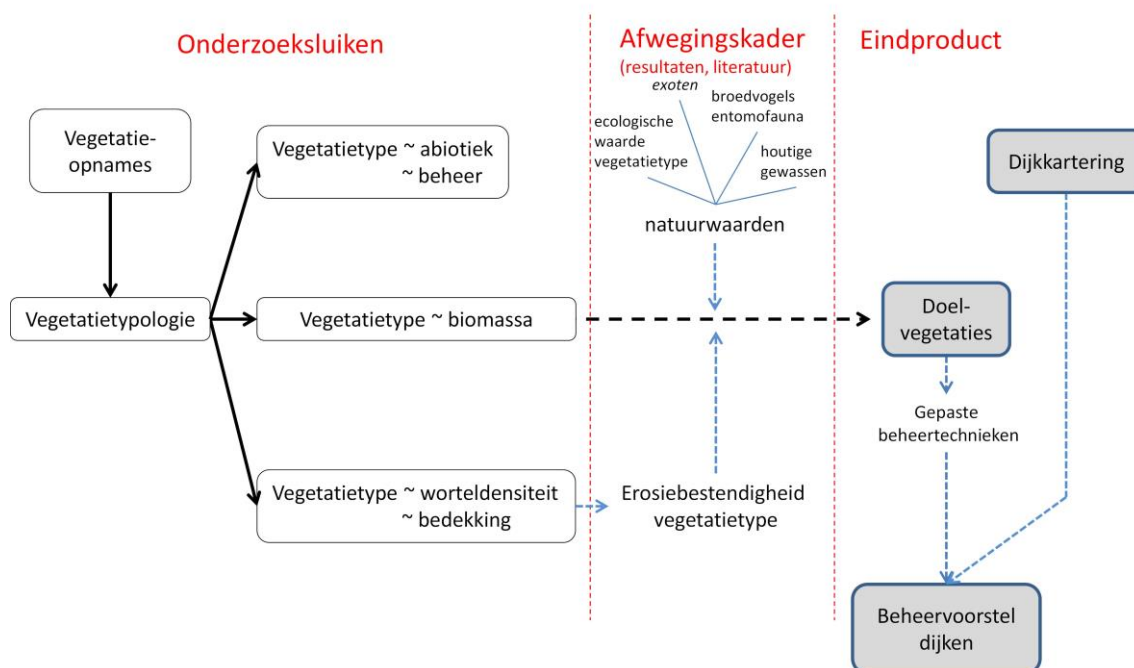
Het resultaat van deze kartering is een vegetatiekaart bestaande uit 5 parallelle lijnen. Elk onderscheiden lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie en is gekoppeld aan een vegetatietype (zie 4.1).

1.4.4 Beheervoorstel

Op basis van de kenmerkenanalyse en literatuurgegevens werd per dijktraject de meest gepaste beheertechniek voorgesteld om de aanwezige vegetatie om te vormen naar de doelvegetatie of om de doelvegetatie te handhaven indien die reeds aanwezig is.

Bij de selectie van de doelvegetatie en het formuleren van het beheervoorstel is ook rekening gehouden met mogelijke impact op broedvogels en entomofauna in zoverre dit de hoofdoelen niet hypothekeert. Een alternatief beheervoorstel is uitgewerkt voor invasieve uitheemse soorten en houtige gewassen.

Projectstructuur: Beheervoorstel dijken



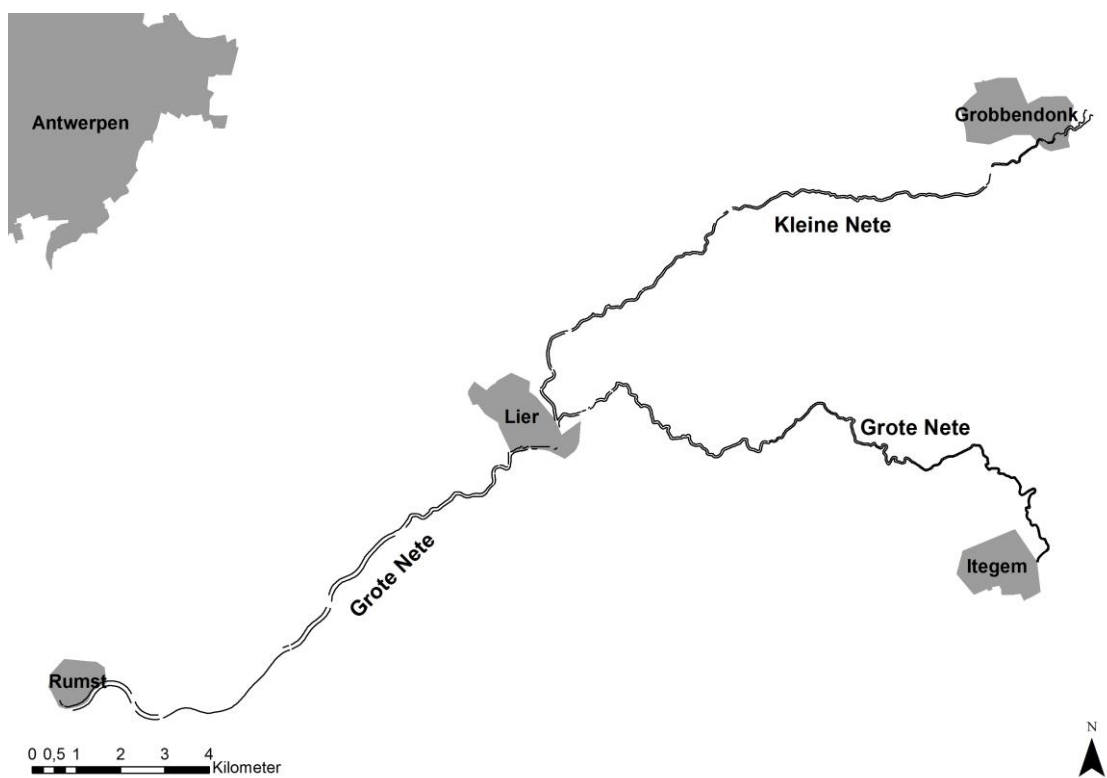
Figuur 3 Opbouw van de verschillende projectonderdelen die tot het beheervoorstel voor de dijken leiden.

1.5 AFBAKENING VAN HET PROJECTGEBIED

Voor het volledige werkingsgebied van DVW Afdeling Regio Centraal (ARC) worden beheervoorstellen opgemaakt voor onderhoud en beheer van waterkerende grondconstructies of dijken langs de verschillende getijdenafhankelijke rivieren.

Dit wordt gefaseerd aangepakt. Voorliggend is het beheervoorstel voor district 3 (Grote Nete, Kleine Nete) (Figuur 4). Het beheervoorstel voor district 1 (Zeeschelde stroomopwaarts Durmemonding, Durme) en district 2 (Zeeschelde stroomafwaarts Durmemonding, Rupel) is gepubliceerd in Vandevoorde *et al.* (2019). Aansluitend op dit beheervoorstel zal district 4 (Zenne, Dijle, Demer) behandeld worden.

Het projectgebied van dit rapport bestaat uit de Grote Nete vanaf de samenvloeiing met de Dijle te Walem/Rumst tot Lier en verder stroomopwaarts tot aan de brug in Itegem. De Kleine Nete van de monding in Lier tot aan de watermolen in Grobbendonk behoort eveneens tot het projectgebied van deze studie (Figuur 4).



Figuur 4 District 3 omvat de Grote Nete tussen Rumst en de brug van Itegem en de Kleine Nete tussen Lier en de watermolen bij Grobbendonk.

2 DOELVEGETATIE

2.1 VOORWAARDEN

De primaire functie van dijken is waterkering en daaraan zijn een aantal technische en bouwkundige vereisten verbonden. Helling en hoogte zijn belangrijk en de zandige kern moet afgedekt zijn met een kleilaag. De samenstelling en de dikte van deze kleilaag moeten aan vastgelegde criteria beantwoorden om de geringe doorlatendheid van de dijk te garanderen. De afdeklaag draagt ook bij tot de erosiebestendigheid bij golfoverslag en/of -overloop.

Naast de kleiige afdeklaag beïnvloedt ook de aanwezige grasbekleding of vegetatie de erosiebestendigheid (TAW, 1999). Zowel boven- als ondergrondse biomassa hebben een gunstig effect op de erosiebestendigheid omdat ze de kans op uitspoeling van bodemdeeltjes verminderen (Gyssels *et al.*, 2005; Hewlett *et al.*, 1987).

De bovengrondse vegetatie verhoogt de erosiebestendigheid door de directe bescherming van de afdeklaag. Hoe hoger de bedekking van de vegetatie, hoe kleiner het contactoppervlak tussen het overspoelend water en de afdeklaag en hoe hoger dus de erosiebestendigheid (Gyssels *et al.*, 2005; Hewlett *et al.*, 1987; Sýkora & Liebrand, 1987; VTV, 2007). Als deze vegetatie bovendien voornamelijk bestaat uit buigbare soorten zoals grassen, remt dit de stroming en de eroderende kracht van het overstromende water (Hewlett *et al.*, 1987; Peeters *et al.*, 2012, 2013).

VTV (2007) en TAW (1998) stellen 70% als minimaal vereiste bedekking voor dijkvegetaties waar maaibeheer wordt toegepast en 85% bij begrazing. Sýkora & Liebrand (1987) hanteren strengere criteria; ze beschouwen een bedekking tussen de 80% en 85% als goed en boven 85% als zeer goed.

Ook de ondergrondse biomassa van de plantenwortels beschermt de afdeklaag. De wortels houden bodemdeeltjes samen en voorkomen uitspoeling. Hoe intenser de doorworteling, hoe sterker de bodemdeeltjes worden vastgehouden en dus hoe hoger de erosiebestendigheid (De Baets *et al.*, 2006; Gyssels *et al.*, 2005; Sýkora & Liebrand, 1987; TAW, 1999).

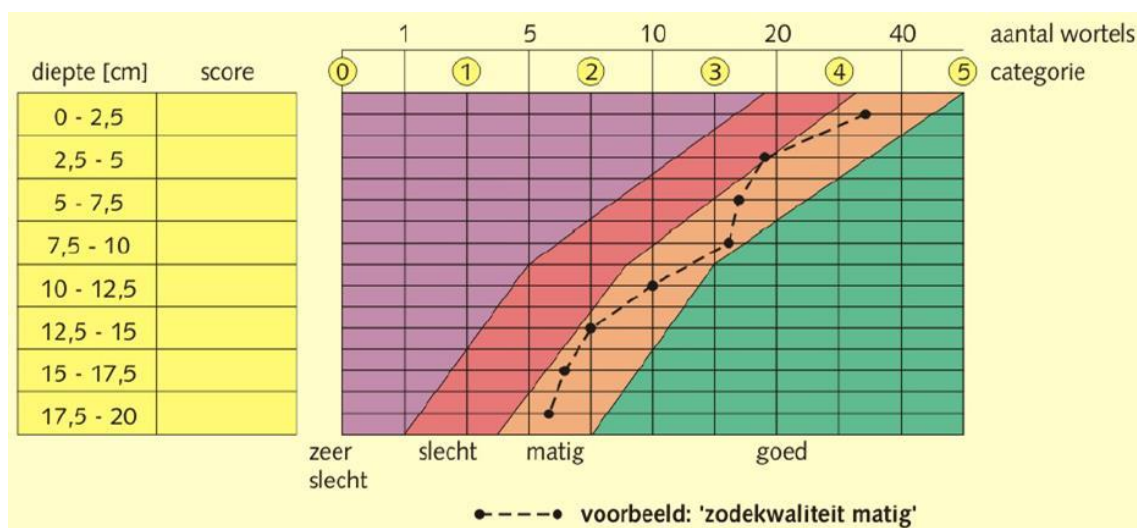
De wortellengtedensiteit (totale wortellengte per volume-eenheid) speelt hierin een cruciale en belangrijker rol dan de worteldensiteit (wortelmassa) (totaal gewicht per volume-eenheid). Beiden zijn veelal sterk gecorreleerd. Een dicht pakket van talrijke dunne wortels heeft een gunstiger effect op de erosiebestendigheid van de toplaag dan weinig maar dikke wortels omdat de eerste de bodemdeeltjes beter vasthoudt en behoedt tegen uitspoeling. De wortelarchitectuur van de aanwezige plantensoorten is dus sterk bepalend voor de erosiebestendigheid. Soorten met een wortelstelsel van vele dunne bijwortels dragen meer bij aan de erosiebestendigheid dan soorten met een dikke penwortel (De Baets *et al.*, 2007, 2011). Bijgevolg zorgen vegetaties die vooral bestaan uit plantensoorten met een dicht netwerk aan dunne bijwortels voor een hogere erosiebestendigheid dan vegetatietypes die bestaan uit plantensoorten met kenmerkend dikke wortels.

De mate van doorworteling is afhankelijk van de aanwezige plantensoorten en dus van het vegetatietype. Sýkora & Liebrand (1987) en Vannoppen *et al.* (2016) toonden aan dat voornamelijk soortenrijkere vegetatietypes een betere doorworteling of hogere wortellengtedensiteit hebben en dus hogere erosieweerstand dan soortenarmere



vegetatietypes. Dit geldt in het bijzonder voor soortenarme vegetaties met grote brandnetel die een lage wortelengtedensiteit hebben.

Om de doorworteling te evalueren hanteert VTV (2007) een beoordelingsschema waarbij de worteldichtheid (aantal wortels per volume-eenheid bodem) wordt uitgezet in functie van de diepte (Figuur 5). Hiervoor worden in de winter per locatie 4 cilindrische bodemmonsters met een diameter van 3 cm genomen van de bovenste 20 cm. Elk bodemmonster wordt opgedeeld in 8 deelmonsters van 2.5 cm waarin alle wortels van minstens 1 cm lang worden geteld. Het gemiddeld aantal wortels per deelmonster wordt uitgezet in het beoordelingsschema waaruit een kwaliteitsoordeel kan worden afgeleid (goed, matig, slecht, zeer slecht).



Figuur 5 Beoordelingsschema van de grasmat op basis van de doorworteling (uit VTV, 2007).

In het recente Nederlands Wettelijk Beoordelingsinstrumentarium (WBI, 2017²) stoelt de beoordeling van de grasbekleding op een (globale) visuele inspectie en de plagmethode. Uit de handleiding (RWS, 2021) volgt dat bij visuele inspectie 3 kwaliteitsklassen worden onderscheiden: een gesloten, open of fragmentarische (gras)zode.

Een gesloten graszode duidt op een continue grasmat (grootte van de open plekken tussen de planten is minder dan 0.1 m, in maximaal 10% van het oppervlak is de afstand 0.2 m). Een gesloten graszode is een indicatie voor de aanwezigheid van een dichte doorworteling. Een open graszode is nog steeds een continue grasmat, maar heeft tot 25% van het oppervlak plantafstanden tot 0.25 m en/of kleine ondiepe beschadigingen. Bij een fragmentarische zode is in meer dan 25% van het oppervlak de afstand tussen de planten meer dan 0.25 m. Een fragmentarische zode bestaat uit individuele, losstaande planten of pollen.

De kwaliteit van de graszode kan ook gecontroleerd worden door de doorworteling van de graszode met de plagmethode te beoordelen. Ook bij deze beoordeling worden 3 kwaliteitsklassen onderscheiden: dichte, open en fragmentarische doorworteling.

Voor de beoordeling wordt met een spade een zode of plag uitgestoken van 0.25 x 0.3 m groot en circa 7 à 10 cm dik. Bij een dichte wortelzode blijft de plag grotendeels intact bij het uitsteken en vergt het behoorlijk wat moeite om deze plag uiteen te trekken. Bij een open wortelzode kan een intacte plag slechts met de nodige voorzichtigheid worden uitgestoken. Bij

² <https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterveiligheid/primaire/beoordelen/>

een fragmentarische wortelzode is het zo goed als onmogelijk om een intacte plag uit te steken. Door de slechte doorworteling wordt de bodem namelijk niet samen gehouden.

Een beoordeling van de kwaliteit van de grasmat of van de doorworteling houdt geen toetsing van de dijk in maar levert input voor het globaal veiligheidsoordeel (de Waal, 2018).

2.2 DIJKVEGETATIES

2.2.1 Vegetatietynologie

Op basis van vegetatieopnames (zie 1.4.1) worden 5 vegetatietypes onderscheiden waaraan eenvoudige, bevattelijke namen zijn gegeven: soortenrijk grasland, soortenrijk glanshavergrasland, soortenarm glanshavergrasland, verruigd glanshavergrasland en brandnetelruigte (de overeenkomstige naam volgens Van Uytvanck *et al.* (2017) is telkens als synoniem vermeld, zie 2.2.2).

De focus voor dit beheervoorstel ligt vooral op de graslanden en ruigtes die voorkomen op de landzijde van de dijken. Voor niet-graslandtypes en ruigtes aan rivierzijde is geen kenmerkenanalyse uitgevoerd maar deze vegetatietypes komen wel voor, vooral aan de rivierzijde en de teen van de dijk. Daarom werden extra vegetatietypes (2.2.1.6 Type 6 tot 2.2.1.11 Type 11) toegevoegd aan de lijst, die als legende-eenheden worden gebruikt bij de vegetatiekartering (zie 4). Het betreffen rietvegetaties, ruigtes van Japanse duizendknoop, variabele ruigtes, bomen en struiken en pioniersvegetaties. Tot slot is nog een restgroep gedefinieerd als karteringseenheid, zonder vegetatiekenmerken.

2.2.1.1 Type 1 Soortenrijk grasland

Synoniem: G4 Bloemrijk grasland

Lage, soortenrijke vegetatie van verschillende grassen en veel niet-grassoorten ('bloemplanten'). Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) is het meest voorkomend maar gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en rood zwenkgras (*Festuca rubra*) komen in vergelijkbare hoeveelheden voor in dit vegetatietype. Andere veelvuldig voorkomende grassen zijn ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*), zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) en opvallend ook Engels raaigras (*Lolium perenne*) (Figuur 6 tot Figuur 8).

Wat niet-grassoorten betreft zijn gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), kleine klaver (*Trifolium dubium*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), paardenbloem (*Taraxacum* sp.), witte klaver (*Trifolium repens*), scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*), vergeten wikke (*Vicia sativa* subsp. *segetalis*) en veldereprijs (*Veronica arvensis*) de meest voorkomende soorten. Andere soorten voornamelijk voorkomend in dit vegetatietype zijn rode klaver (*Trifolium pratense*), margriet (*Leucanthemum vulgare*), knoopkruid (*Centaurea jacea*), groot streepzaad (*Crepis biennis*), peen (*Daucus carota*) en klein streepzaad (*Crepis capillaris*).





Figuur 6 Voorbeeld van Type 1 Soortenrijk grasland met veel heermoes (*Equisetum arvense*) en bloeiende witte klaver (*Trifolium repens*), rode klaver (*T. pratense*) en kleine klaver (*T. dubium*) op de Scheldedijk in St.-Amands (RO) (BV09/054, 10/06/2009).



Figuur 7 Bloeiaspect van knoopkruid (*Centaurea jacea*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*) en veldlathyrus (*Lathyrus pratensis*) in een Type 1 Soortenrijk grasland op Scheldedijk nabij Dendermonde (RO) (BV09/074, 16/06/2009).





Figuur 8 Korte vegetatie ontwikkeld na begrazen met bloeiende margriet (*Leucanthemum vulgare*) en groot streepzaad (*Crepis biennis*), een voorbeeld van Type 1 Soortenrijk grasland op Scheldedijk in Appels (RO) (BV09/083, 18/06/2009).

2.2.1.2 Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland

Synoniem: G3 Gras-kruidentmix

Vrij hoge, soortenrijke vegetatie met glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) als dominante grassoort. Ook andere grassen zijn aanwezig maar in geringere mate. Het zijn soorten als ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*), gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*), zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) en kweek (*Elymus repens*). De soortenrijkdom schuilt niet enkel in de verschillende grassoorten maar ook tal van bloemplanten³ kenmerken dit vegetatietype. De meest voorkomende zijn scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), paardenbloem (*Taraxacum* sp.), gewone smeewortel (*Symphytum officinale*), akkerdistel (*Cirsium arvense*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*), heermoes (*Equisetum arvense*) en grote brandnetel (*Urtica dioica*) (Figuur 9).

In vergelijking met Type 1 Soortenrijk grasland zijn naast de hogere bedekking van glanshaver en het minder voorkomen van Engels raaigras (*Lolium perenne*) de aanwezigheid van gewone berenklauw (*Heracleum sphondylium*) en fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*) typerend. Eveneens indicatief voor dit type zijn veldzuring (*Rumex acetosa*) en veenwortel (*Polygonum amphibium*).

³ Met de term bloemplanten bedoelen we in dit rapport tweezaadlobbigen of dicotyle planten.





Figuur 9 Voorbeeld van Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland op een Scheldedijk in Mariekerke (RO) met veel scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) maar ook gewone berenklauw (*Heracleum sphondylium*), veldzuring (*Rumex acetosa*) en fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*). Beide laatste soorten zijn vruchtdragend (TT09/021, 09/06/2009).

2.2.1.3 Type 3 Soortenarm glanshavergrasland

Synoniem: G2 Dominant stadium

Hoge soortenarme vegetatie die voornamelijk uit hoge grassen bestaat. Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) is de dominerende grassoort maar ook andere grassen zijn veelvuldig aanwezig zoals ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). Niet grassoorten komen in dit soortenarm glanshavergrasland slechts beperkt voor (lage bedekking) (Figuur 10 en Figuur 11).

Gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), grote brandnetel (*Urtica dioica*) en hondsdrif (*Glechoma hederacea*) zijn de meest voorkomende. Vermeldenswaardig is ook gevlekte rupsklaver (*Medicago arabica*). Voornamelijk in dit vegetatietype wordt deze niet-alledaagse soort aangetroffen op de dijken.





Figuur 10 Kenmerkend voor Type 3 Soortenarm glanshavergrasland is de uitgesproken dominantie van hoge grassen als glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) waartussen weinig bloemen te bespeuren zijn. Het voorbeeld situeert zich op een Schelgedijk in Baasrode (RO) (BV09/056, 10/06/2009).



Figuur 11 Bloeiende glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), kroppaar (*Dactylis glomerata*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) in een Type 3 Soortenarm glanshavergrasland op een Schelgedijk in Weert (RO). Het grasland is reeds begraasd (TT09/015, 09/06/2009).



2.2.1.4 Type 4 Verruigd glanshavergrasland

Synoniem: R2 Verruigd grasland

Het verruigd glanshavergrasland wordt gekenmerkt door een combinatie van hoog uitgroeiende grassen waarin glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) aspectbepalend is. Andere typische grassen in deze hoge soortenarme vegetaties zijn ruw beemdgras (*Poa trivialis*) en kropbaar (*Dactylis glomerata*) (Figuur 12).

Kenmerkend is de aanwezigheid van grote brandnetel (*Urtica dioica*), zij het in geringere mate in vergelijking met Type 5 Brandnetelruigte. De soortensamenstelling komt sterk overeen met dit Type 5 Brandnetelruigte maar de verhoudingen zijn anders. Grassen domineren maar telkens is ook grote brandnetel aanwezig.



Figuur 12 Typerend voor graslanden van het Type 4 Verruigd glanshavergrasland is de dominantie van de naamgevende soort, glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) waartussen grote brandnetel (*Urtica dioica*) staat. Dit typevoorbeeld heeft zich ontwikkeld op een Scheldedijk in Baasrode (RO) (BV09/062, 15/06/2009).

2.2.1.5 Type 5 Brandnetelruigte

Synoniem: R3 Brandnetelruigte

Hoge soortenarme vegetatie of ruigte met een uitgesproken dominantie van grote brandnetel (*Urtica dioica*) waartussen kleeftkruid (*Galium aparine*) slingert. Andere constante soorten zijn gewone smeewortel (*Symphytum officinale*) en grassen als glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) en ruw beemdgras (*Poa trivialis*). Al deze soorten komen evenwel in lage bedekkingen voor. Laag in de kruidlaag groeit geregeld hondsdrif (*Glechoma hederacea*) en gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*) (Figuur 13 en Figuur 14).





Figuur 13 Grote brandnetel (*Urtica dioica*) is typisch overheersend in Type 5 Brandnetelruigte. Tussen de grote brandnetel priemt wat glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) en ertussen slingeren enkele exemplaren kleeftkruid (*Galium aparine*). Deze ruigte is nog vrij laag omdat ze regenereert na klepelen (Schelgedijk, Dendermonde (RO), BV09/076, 17/06/2009).



Figuur 14 Typisch voorbeeld van een Type 5 Brandnetelruigte. Hoge, dichte vegetatie met een uitgesproken dominantie van grote brandnetel (*Urtica dioica*), doorweven met kleeftkruid (*Galium aparine*), die zich heeft ontwikkeld op een Schelgedijk in Baasrode (RO) (BV09/066, 15/06/2009).





Figuur 15 Voorbeeld van Type 6 Rietvegetatie met naast de naamgevende soort riet (*Phragmites australis*) ook grote brandnetel (*Urtica dioica*) en glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) die een hoge, dichte vegetatie vormen op een dijk langs de Durme in Waasmunster (LO) (TT09/090, 08/07/2009).

2.2.1.6 Type 6 Rietvegetatie

Synoniem: R5 Riet en rietruigte

Tot dit vegetatietype behoren vegetaties die gedomineerd worden door riet (*Phragmites australis*). Naast zuivere rietvegetaties worden ook rietruigtes tot dit type gerekend. Dit zijn vegetaties waarin riet de aspectbepalende soort is maar waarin ook ruigtesoorten zoals braam (*Rubus* sp.), grote brandnetel (*Urtica dioica*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) of andere voorkomen (Figuur 15).

2.2.1.7 Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*)

Synoniem: E Exoten

Dergelijke hoog uitgroeïende en dichte ruigtes worden gedomineerd door de invasieve exoot Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). Deze vegetaties zijn meestal eensoortig, soms vergezeld door andere ruigtekruiden als grote brandnetel (*Urtica dioica*).

Vegetaties gedomineerd door Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohemica*), wat de kruising is van Japanse (*Fallopia japonica*) en Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*), worden ook tot dit vegetatietype gerekend. Het onderscheid tussen Japanse en Boheemse is niet altijd eenvoudig waardoor deze beide tot een vegetatietype zijn samengevoegd. Ook ruigtes van Sachalinse duizendknoop (*F. sachalinensis*) zijn tot dit type gerekend.

////////////////////////////////////

Door duizendknoop (*Fallopia* spp.) gedomineerde vegetaties zijn nauwgezet gekarteerd. Als kleine vlekken van slechts enkele vierkante meter in een andere vegetatietype opduiken, zijn deze eveneens geïnventariseerd. Deze kleine vlekken (< 10 m) zijn als punten genoteerd (zie 4).

2.2.1.8 Type 8 Variabele ruigte

Synoniem: R1 Verstoord grasland, S4 Bramen

Zoals de naam aangeeft, is dit type zeer divers wat samenstelling en vegetatiehoogte betreft. Dit type omvat voornamelijk hoger uitgroeiende (kruidenrijke) ruigtes langs de rivierzijde van de dijk. Deze ruigtes komen zowel op minerale bodem voor als op breukstenen. De ruigtes kunnen bestaan uit soorten zoals braam (*Rubus* sp.), gewoon struisriet (*Calamagrostis epigejos*), klimop (*Hedera helix*), bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), klit (*Arctium* sp.), bijvoet (*Artemisia vulgaris*), grote brandnetel (*Urtica dioica*), gewone smeewortel (*Symphytum officinale*), akkerdistel (*Cirsium arvense*), glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), enz.

In deze ruigte staan trouwens geregeld solitaire bomen en struiken (zie 2.2.1.9).

2.2.1.9 Type 9 Bomen/struiken

Synoniem: S3 Doornstruwelen, S5 Vlierstruwelen, H1 Wilgenstruweel, H2 Iepenstruweel, H3 Loofhout, H4 Uitheems loofhout

Vooraf op het dijktafgebied langs de rivierzijde komen verschillende soorten bomen en struiken voor. Ofwel zijn ze er gekiemd en wortelen ze rechtstreeks in het dijktafgebied; ofwel zijn ze ingegroeid vanuit het belendend schor.

Enkel de bomen en struiken die op het dijktafgebied voorkomen worden tot dit type gerekend, zowel groeiend op breuksteen als op minerale bodem. Veelal zijn deze bomen en struiken uitgegroeid tot lijnvormige, aaneengesloten struwelen of bomenrijen.

Veel voorkomend zijn verschillende wilgensoorten. Dit zijn zowel struikvormende wilgen zoals grauwe wilg (*Salix cinerea*), boswilg (*Salix caprea*) of *Salix x mollissima* maar ook boomvormende wilgen zoals schietwilg (*Salix alba*), kraakwilg (*Salix fragilis*) of de hybride tussen beide (*Salix x rubens*). Andere voorkomende boom- en struiksoorten zijn gewone es (*Fraxinus excelsior*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), zomereik (*Quercus robur*), gewone vlier (*Sambucus nigra*), hazelaar (*Corylus avellana*), éénstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*), berk (*Betula* sp.), duindoorn (*Hippophae rhamnoides*), robinia (*Robinia pseudoacacia*), enz.

2.2.1.10 Type 10 Andere

Niet het volledige dijkoppervlak is begroeid met vegetatie. Om hieraan toch een legende-eenheid toe te kennen, is dit resttype beschreven (Figuur 16).

Dit type is zeer divers en hiertoe worden onder andere gerekend (niet exhaustieve opsomming):

- verhardingen zoals asfaltbekledingen, keermuren en breuksteenbestortingen;
- huizen;
- tuinen die doorlopen tot op dijk;

//

- aanwezige slib- of zanddepots;
- recent aangelegde of in aanleg zijnde kale dijken;
- pas ingezaaide dijktafsluitingen waarop zich een ijle begroeiing heeft ontwikkeld (Figuur 16).



Figuur 16 Een pas ingezaaide dijktafsluiting zoals in Uitbergen (LO) zonder herkenbare vegetatie wordt bijvoorbeeld als Type 10 Andere beschouwd (28/09/2015).

2.2.1.11 Type 11 Pioniersvegetatie

Synoniem: R1 Verstoord grasland

Op kale bodems kunnen zich pioniersvegetaties ontwikkelen. Deze bestaan vooral uit eenjarige of kortlevende plantensoorten die van de kale bodem weten te profiteren om zich te vestigen en te ontwikkelen. Veelal betreft het diverse soorten melde (*Atriplex* sp.), duizendknoop (*Polygonum* sp.), amarant (*Amaranthus* sp.), zwarte nachtschade (*Solanum nigrum*), melkdistel (*Sonchus* sp.), zwarte mosterd (*Brassica nigra*), vogelmuur (*Stellaria media*), enz. Er tussen kunnen zich ook al meerjarige en overblijvende plantensoorten hebben gevestigd zoals bijvoorbeeld de ingezaaide grassen.



Figuur 17 Op een pas aangelegde dijk in Uitbergen (LO) ontwikkelde zich een pioniersvegetatie (Type 11) met amarant (*Amaranthus* sp.) als aspectbepalende soort (28/09/2015).

2.2.2 Dijkvegetatietypes van het Schelde-estuarium in een ruimer kader

Van Kerckvoorde *et al.* (2015) stelden een typologie op voor de kruidige vegetaties die voorkomen op de dijken en bermen langs de waterlopen beheerd door DVW. Deze typologie werd verder uitgebreid in Van Kerckvoorde (2016).

In Van Kerckvoorde (2016) is de typologie niet enkel uitgebreider en zijn de vegetatietypes uitvoeriger beschreven maar ook zijn verschillende richtwaarden gedefinieerd voor de gestelde doelvegetaties. Zo is bijvoorbeeld een richtwaarde bepaald voor het aantal hogere planten, voor de Shannon diversiteitsindex, voor het Ellenberggetal voor nutriënten, voor het aandeel stresstolerante plantensoorten, enzovoorts.

Van Uytvanck *et al.* (2017) beschrijft niet enkel een typologie voor de vegetaties op bermen en dijken langs waterlopen maar ook voor wegbermen. Dit rapport beperkt zich ook niet tot kruidige vegetaties maar neemt ook houtige vegetaties, ruigtes en rietlanden op in de typologie. Naast het vaststellen van een typologie moet Van Uytvanck *et al.* (2017) ook een basis vormen voor het inventariseren van bermen en voor het opstellen van beheerplannen.

Voor dijken van de Zeeschelde werd specifiek vegetatie-onderzoek uitgevoerd en een typologie opgesteld en beschreven (zie 1.4.1 en 2.2.1).

In functie van de vergelijkbaarheid is afstemming tussen de verschillende typologieën essentieel. Hiervoor is een conversietabel opgesteld die de overeenkomsten tussen de types van de verschillende studies weergeeft, maar evengoed de discrepanties (Tabel 1). Als er een overeenkomst is tussen types van verschillende studies kunnen deze een-op-een worden omgezet. Als er geen overeenkomst is, kan dit logischerwijs niet.

Voor een uitgebreide toelichting hierover verwijzen we naar Vandevoorde *et al.* (2019).

Tabel 1 Conversietabel die de overeenkomstige vegetatietypes tussen de verschillende studies weergeeft. Discrepancies tussen Vandevoorde *et al.* (2019) en andere studies zijn grijs gemarkeerd.

Vandevoorde <i>et al.</i> (2019)	Van Kerckvoorde <i>et al.</i> (2015)	Van Kerckvoorde (2016)		Van Uytvanck <i>et al.</i> (2017)
		Groep	Type	
1 Soortenrijk grasland	*010: duizendblad - knoopkruid groep	gestreepte witbol-smalle weegbree (*0100)	vrij soortenrijk grasland	G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland
2 Soortenrijk glanshavergrasland	*011: glanshaver - fluitenkruid groep (*01111)	gestreepte witbol-smalle weegbree (*0101)	vrij soortenrijk grasland	G3: Graslandfase 3 - Graskruidenmix
3 Soortenarm glanshavergrasland	*011: glanshaver - fluitenkruid groep (*0110)	glanshaver groep (011)	soortenarm grasland (matig voedselrijk grasland)	G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium
4 Verruigd glanshavergrasland	*10: grote brandnetel - glanshaver groep	glanshaver - grote brandnetelgroep (*100)	verruigd grasland	R2: Verruigd grasland
5 Brandnetelruigte	*11: grote brandnetel groep	grote brandnetelgroep (*101)	verruigd grasland	R3: Brandnetelruigte
6 Rietvegetatie				R5: Riet
7 Ruigte van Japanse duizendknoop				E: Exoten
8 Variabele ruigte				R1: Verstoord grasland S4: Bramen
9 Bomen/struiken				S3: Doornstruwelen S5: Vlierstruwelen H1: Wilgenstruweel H2: Iepenstruweel H3: Loofhout H4: Uitheems loofhout
11 Pioniersvegetatie				R1: Verstoord grasland

2.2.3 Kenmerken van de dijkvegetatietypes

De 5 dijkvegetatietypes werden in een kenmerkenanalyse gekarakteriseerd en vergeleken met betrekking tot bedekking, wortels in de bovenste horizont, bovengrondse biomassa-productie, soortenrijkdom, stikstof en -fosforconcentratie in de bodem (Figuur 18).

De vegetatiebedekking kan als proxy voor erosiebestendigheid beschouwd worden. Type 1 Soortenrijk grasland heeft de grootste bedekking en biedt dus meest garantie op erosiebestendigheid. Ook Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland heeft een hoge erosiebestendigheid. Type 5 Brandnetelruigte daarentegen heeft de laagste bedekking (A in Figuur 18).

Ook de hoeveelheid zeer dunne wortels (i.e. very fine (< 0.5 mm)) is een indicator voor de erosiebestendigheid van de vegetatie. Hoe intensiever de doorworteling, hoe sterker de bodemdeeltjes worden vastgehouden, hoe hoger de erosiebestendigheid. In de bodemprofielen zijn deze zeer dunne wortels gekwantificeerd aan de hand van aantalsklassen. In de toplaag van de bodem onder Type 1 Soortenrijk grasland zijn overwegend de hogere aantalsklassen aangetroffen (many, common). Ook in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is dit het geval, evenwel in iets mindere mate. In Type 5 Brandnetelruigte zijn daarentegen vooral de lagere aantalsklassen vertegenwoordigd (few, very few) (B in Figuur 18).

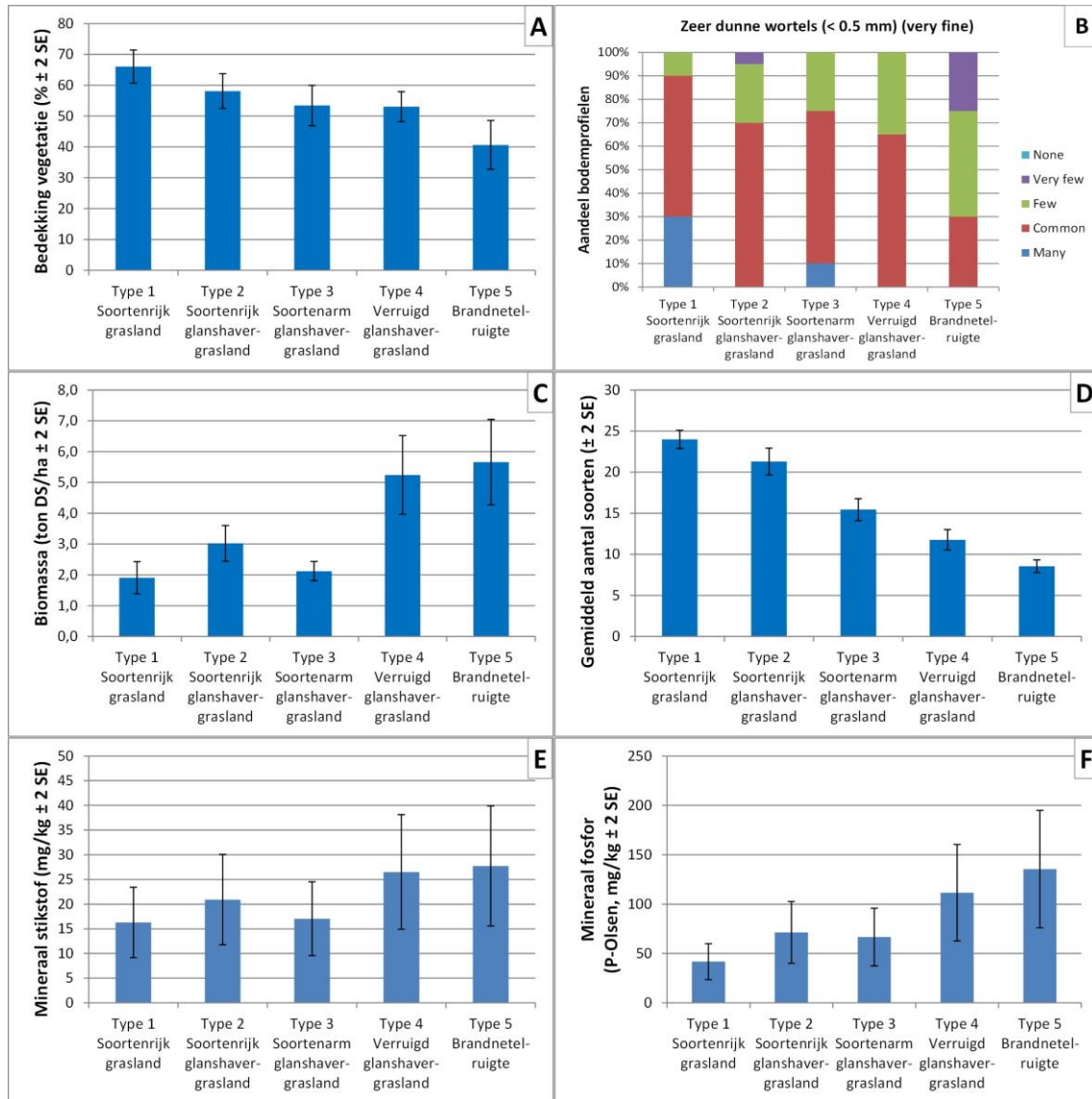
De productiviteit of bovengrondse biomassa-productie is in Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte ongeveer tweemaal zo hoog als in de andere vegetatietypes. Dit impliceert een hogere onderhoudskost gezien tweemaal zoveel maaisel moet afgevoerd en verwerkt worden (C in Figuur 18).

Een manier om de ecologische waarde van de verschillende vegetatietypes in te schatten, is de soortenrijkdom aan hogere planten. In Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland zijn gemiddeld het hoogste aantal soorten aangetroffen. In een proefvlak



van 2 x 2 m zijn gemiddeld tussen de 20 en 25 soorten hogere planten aangetroffen. Dat is driemaal zo veel als in Type 5 Brandnetelruigte (D in Figuur 18).

De oorzaak van de verschillen in soortenrijkdom en productiviteit en bijgevolg erosiebestendigheid tussen de types schuilt in belangrijke mate in de voedselrijkdom van de bodem. In de bodems waarop Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte voorkomen, zijn de gehaltes aan mineraal of plantbeschikbaar stikstof en fosfor bijna tweemaal zo hoog (stikstof E in Figuur 18; fosfor F in Figuur 18).



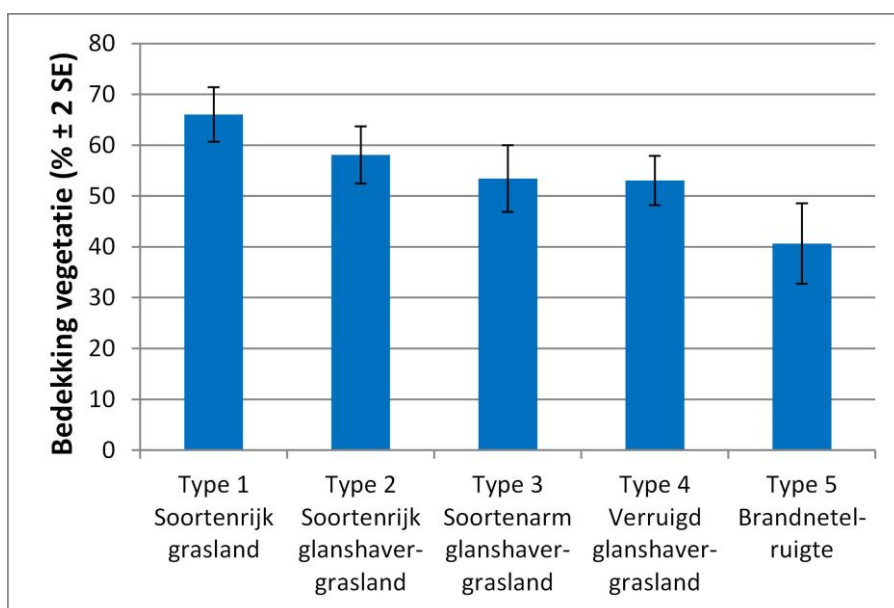
Figuur 18 Belangrijkste resultaten van de kenmerkenanalyse van de 5 graslandtypes: A) gemiddelde procentuele bedekking van de verschillende vegetatietypes; B) relatieve verdeling van de aantalklassen van zeer dunne wortels (very fine, < 0.5 mm) aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes; C) gemiddelde bovengrondse biomassaproductie van de verschillende vegetatietypes; D) gemiddeld aantal plantensoorten in een proefvlak van 2 x 2 m in elk type; E) per vegetatietype de gemeten gemiddelde bodemconcentraties aan mineraal stikstof; F) per vegetatietype de gemiddelde gemeten bodemconcentraties aan mineraal fosfor (P-Olsen).

2.3 KEUZE EN VERANTWOORDING DOELVEGETATIE

Gezien de primaire functie van dijken waterkering is, komt het er bij de keuze van de doelvegetatie op neer om prioritair te kiezen voor het vegetatietype met de hoogste erosiebestendigheid. Dit is het vegetatietype met de hoogste bedekking en de hoogste wortellengtedensiteit. Daarnaast moeten ook de onderhoudskost en de ecologische waarde van de dijkvegetatie in rekening gebracht worden.

2.3.1 Hoge erosiebestendigheid

De vegetatietypes met de hoogste bedekking⁴ zijn Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland met een resp. bedekking van 66% en 58% (Figuur 19). Deze vegetatietypes halen niet de minimale bedekking van 70% volgens de voorschriften voor de veiligheid van primaire waterkeringen in Nederland (VTV, 2007) maar hebben toch een beduidend hogere bedekking dan de andere vegetatietypes.



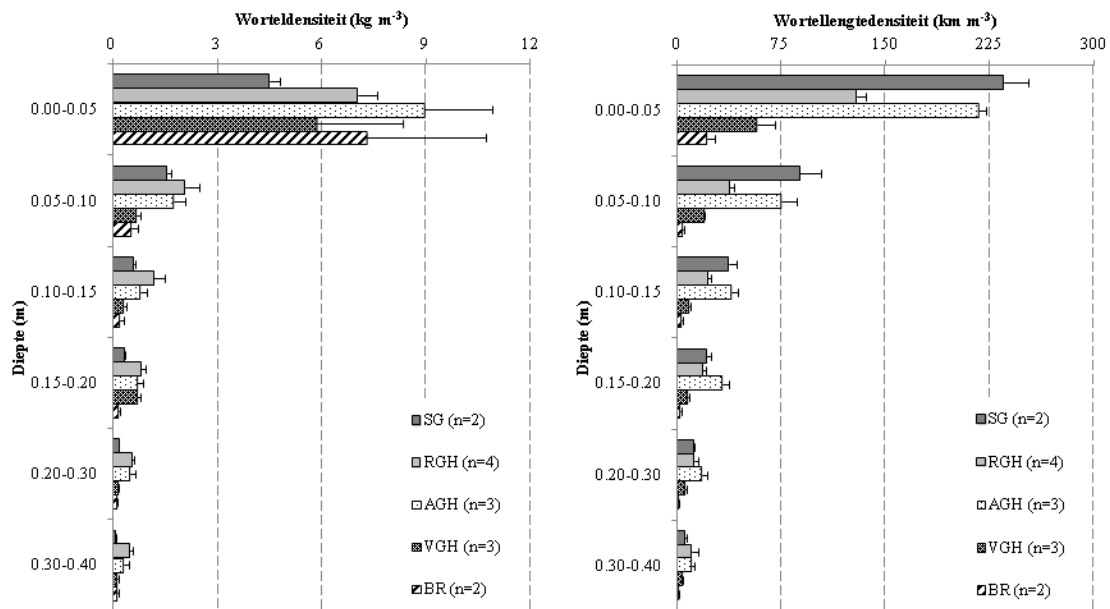
Figuur 19 Bedekking van de 5 vegetatietypes (de types komen overeen met de beschrijving onder 2.2.1).

Vannoppen *et al.* (2016) toonden aan dat de vegetatietypes met de hoogste wortellengtedensiteit (totale wortellengte per volume-eenheid) in de bovenste 5 cm Type 1 Soortenrijk grasland (235 km/m³), Type 3 Soortenarm glanshavergrasland (217 km/m³) en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (129 km/m³) zijn. Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte kennen een veel lagere wortellengtedensiteit (rechts in Figuur 20). In alle types neemt de wortellengtedensiteit af dieper in de bodem maar ze blijft beduidend hoger in Type 1, Type 3 en Type 2 in vergelijking met Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte.

De worteldensiteit (totaal wortelgewicht per volume-eenheid) van de verschillende vegetatietypes vertoont een ander patroon. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte hebben de hoogste worteldensiteit; Type 1 Soortenrijk grasland de laagste (links in Figuur 20). Wanneer de verdeling van deze worteldensiteiten over de verschillende

⁴ Voor de wijze waarop de bedekking is gemeten, verwijzen we naar 1.4.2.3 en 6.2.2.2.3.

diameterklassen van de wortels in beschouwing wordt genomen, bestaat 70% van deze worteldensiteit bij Type 5 Brandnetelruigte uit wortels met een diameter groter dan 3 mm, terwijl dit bij Type 1 Soortenrijk grasland slechts 18% is. De meerderheid van de worteldensiteit (74%) van Type 1 bestaat uit wortels met een diameter < 1 mm (Vannoppen *et al.*, 2016). Een dicht netwerk van dunne bijwortels garandeert een hogere erosiebestendigheid dan enkele dikke wortels (De Baets *et al.*, 2007, 2011).



Figuur 20 De gemiddelde worteldensiteit (kg/m³) (links) en gemiddelde wortellengtedensiteit (km/m³) (rechts) van vijf vegetatietypes op de dijken bij toenemende bodemdpte (SG: Type 1 Soortenrijk grasland; RGH: Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland; AGH: Type 3 Soortenarm glanshavergrasland; VGH: Type 4 Verruigd glanshavergrasland; BR: Type 5 Brandnetelruigte) (naar Vannoppen *et al.*, 2016).

Voor de 5 vegetatietypes (Types 1 tot 5, zie 2.2.1) is in de bovenste horizont van het bodemprofiel de wortelabundantie per diameterklasse (very fine (< 0.5 mm), fine (0.5-2 mm), medium (2-5 mm), coarse (> 5 mm))⁵ ingeschat aan de hand van aantalsklassen conform de richtlijnen van FAO (2006) (zie 1.4.2.3).

Wat zeer fijne wortels (very fine, < 0.5 mm) betreft, scoort Type 1 Soortenrijk grasland het hoogst. In 90% van de onderzochte bodemprofielen van dit type grasland zijn in de bovenste horizont de aantallen zeer fijne wortels (very fine, < 0.5 mm) als 'many' of 'common' ingeschat. Voor Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland was dit resp. 75% en 70%. In Type 5 Brandnetelruigte zijn de laagste aantallen zeer fijne wortels aangetroffen want in slechts 30% is de aantalsklasse 'many' of 'common' aangetroffen. In 70% van de onderzochte bodemprofielen zijn in de bovenste horizont 'few' tot 'very few' zeer fijne wortels gevonden (Figuur 21).

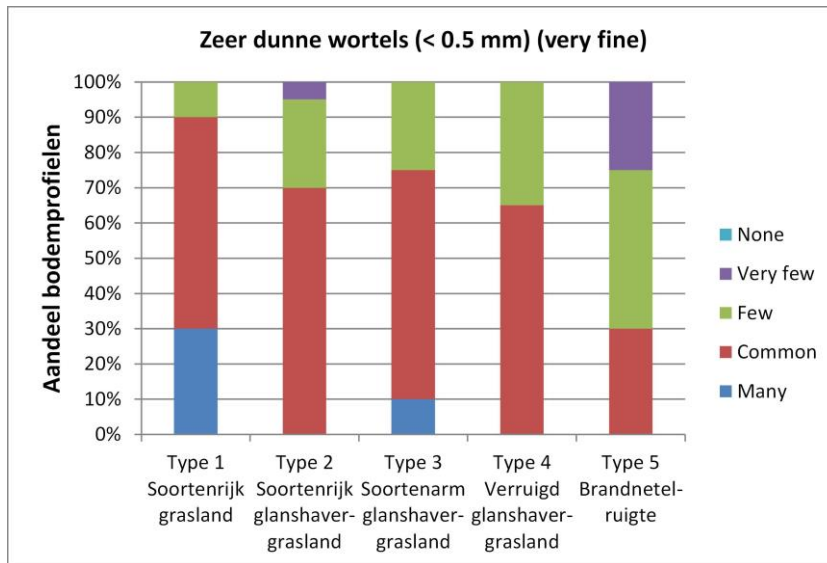
Voor de fijne wortels (fine, 0.5-2 mm) zijn de verschillen minder uitgesproken, al scoort Type 5 Brandnetelruigte ook hier het slechtst (Figuur 22).

⁵ Voor zowel de diameterklassen van de wortels, alsook voor de aantalsklassen of abundanties worden de Engelse termen gebruikt conform FAO (2006); dit om foutieve en misleidende vertalingen te vermijden.

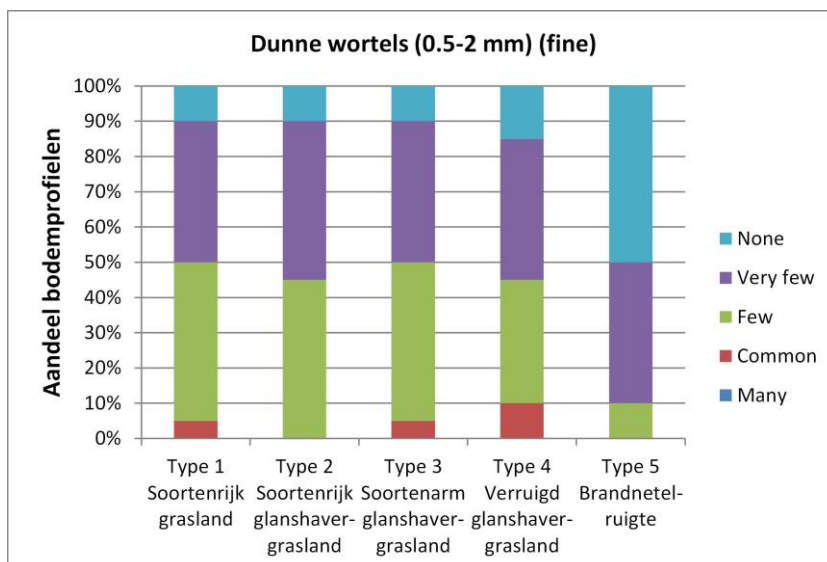


Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland hebben de hoogste bedekking (Figuur 19). De hoogste wortellengtedensiteiten zijn gemeten in Type 1 Soortenrijk grasland en in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, alsook in Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, zij het in mindere mate (Figuur 20).

Dit patroon is bevestigd in de bodemprofielen. De abundantie aan zeer fijne wortels is hoogst in Type 1 Soortenrijk grasland en in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland (Figuur 21). Op basis van de bedekking en wortellengtedensiteit garanderen Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de hoogste erosiebestendigheid. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland scoort goed wat wortellengtedensiteit en wortelabundantie betreft, maar heeft een lagere bedekking.



Figuur 21 Verdeling van de aantalsklassen van de zeer dunne wortels (very fine, < 0.5 mm) aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes.



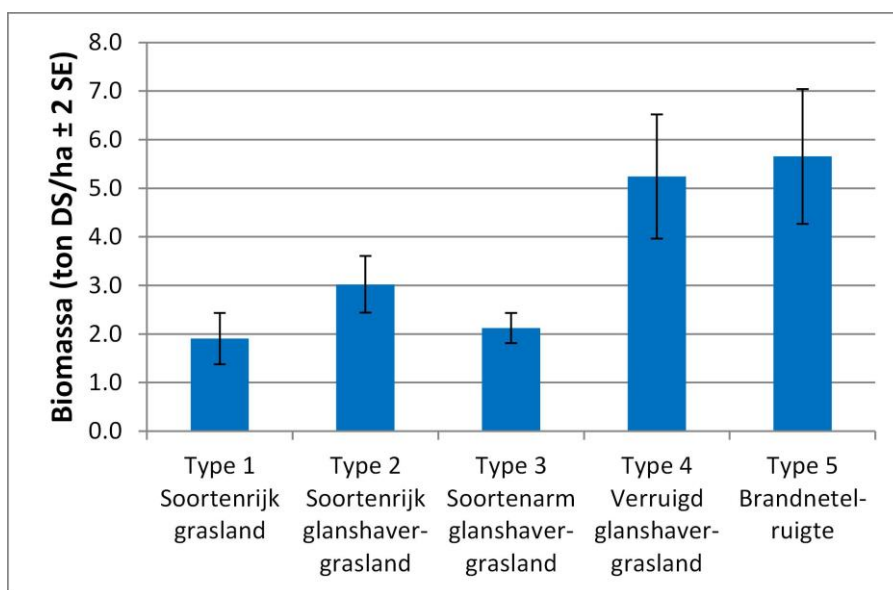
Figuur 22 Verdeling van de aantalsklassen van de dunne wortels (fine, 0.5-2 mm) aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes.



2.3.2 Lage onderhoudskost

Bij het ecologisch beheer van graslanden en dan in het bijzonder van bermen neemt het maaien ongeveer 1/3 van de totaalkost in. De resterende 2/3 gaat naar het oprapen, afvoeren en verwerken van het maaisel (Zwaenepoel, 1998). Om de onderhoudskosten te drukken moet het beheerproces dus gericht worden op het minimaliseren van de hoeveelheid af te voeren en te verwerken maaisel, of met andere woorden op het verminderen van de bovengrondse biomassa productie van de vegetatie.

Vergelijking van de bovengrondse biomassa productie⁶ van de verschillende vegetatietypes toont aan dat Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte ongeveer tweemaal zoveel biomassa produceren in vergelijking met de drie andere types (Figuur 23). Om de onderhoudskosten te verlagen komt het er dus op aan om zo weinig mogelijk dijkvegetaties te hebben die bestaan uit Type 4 Verruigd glanshavergrasland of Type 5 Brandnetelruigte.



Figuur 23 Productiviteit (bovengrondse biomassa) van de verschillende vegetatietypes uitgedrukt in ton droge stof per hectare (ton DS/ha).

Zichtbaarheid en verkeersveiligheid?

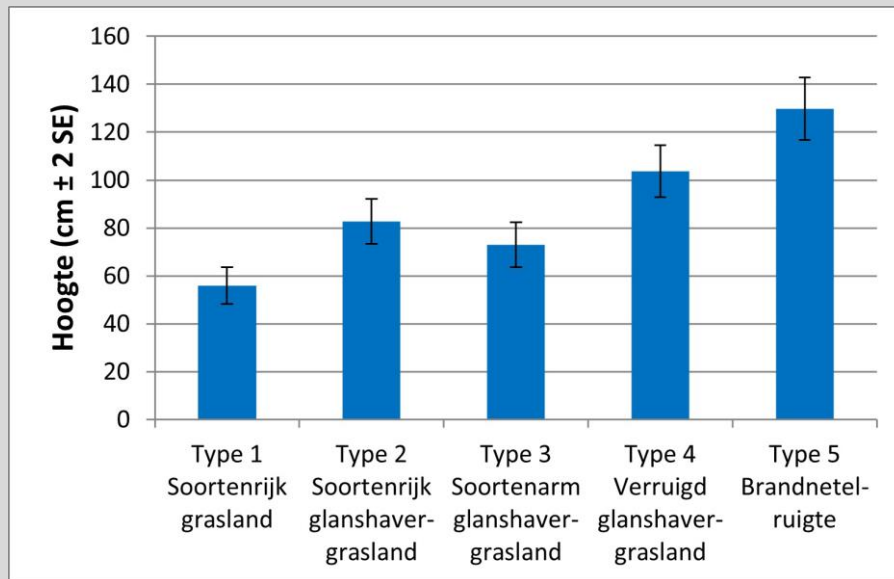
Langs wegen maar evengoed langs jaagpaden zijn lagere bermvegetaties verkeersveiliger dan hoog uitgegroeide vegetaties omdat lagere bermvegetaties de zichtbaarheid niet of minder belemmeren. Dit is zeker het geval ter hoogte van kruispunten, op- en afritten, enz.

Bij het maken van de vegetatieopnames is ook de hoogte van de vegetatie ingemeten (zie 1.4.1), waardoor de gemiddelde hoogte per vegetatietype kan berekend worden.

Uit deze metingen blijkt dat Type 1 Soortenrijk grasland het minst hoog uitgroeit, gemiddeld 56 cm (Figuur 24), terwijl Type 5 Brandnetelruigte meer dan tweemaal zo hoog wordt, gemiddeld 130 cm. Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 3 Soortenarm glanshavergrasland kennen een gemiddelde vegetatiehoogte van resp. 83 en 73 cm.

⁶ Voor de wijze waarop de biomassa is gemeten, verwijzen we naar 1.4.2.2 en 6.2.2.2.2.

Vanuit het oogpunt van verkeersveiligheid is het aangewezen om in te zetten op vegetaties die laag uitgroeien zoals Type 1 Soortenrijk grasland. Ook Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 3 Soortenarm glanshavergrasland komen in aanmerking.



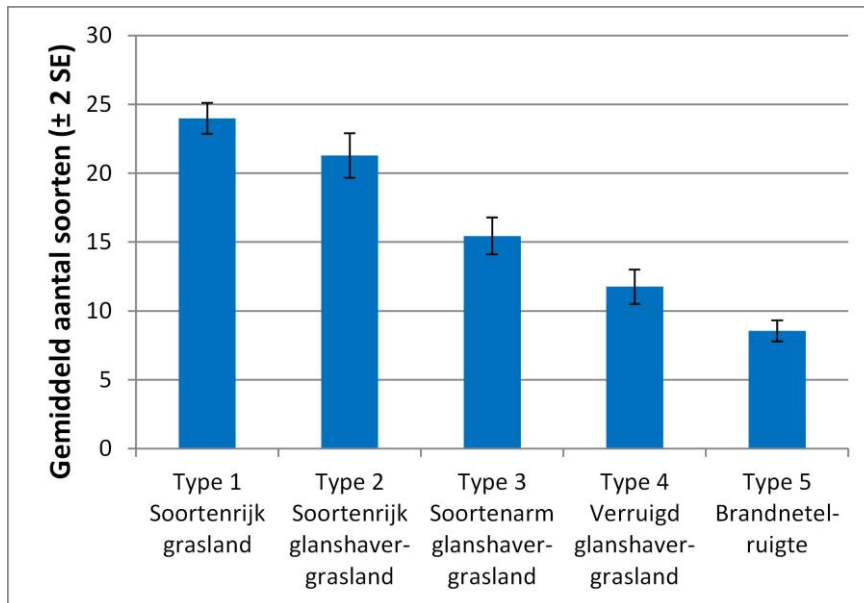
Figuur 24 Vegetatiehoogte van de verschillende vegetatietypes.

2.3.3 Hoge ecologische waarde

Bij de keuze van de doelvegetatie wegen ook ecologische waarde en belang van het vegetatietype mee. De waarde die aan een vegetatietype wordt gehecht, kan op verschillende manieren worden uitgedrukt. Het vegetatietype met de hoogste soortenrijkdom of met het hoogste aantal zeldzame plantensoorten of Rode Lijstsoorten kan als belangrijkste worden beschouwd. Ook de zeldzaamheid van het vegetatietype op internationale, regionale of zelfs lokale schaal kan als doorslaggevend worden aanzien

In het toekennen van een ecologische waarde aan een bepaald vegetatietype kan evenwel een zekere subjectiviteit sluipen (Gaston & Spicer, 2004; Hurford & Schneider, 2006). Om de keuze te objectiveren, ontwikkelden Hurford & Schneider (2006) een gewogen scoresysteem met een kwalitatieve en een kwantitatieve component. Dit systeem geeft aan vegetatietypes en soorten van internationaal belang een hogere score dan aan deze van lokaal belang (kwalitatieve component). Hoe hoger het aandeel dat een vegetatietype inneemt op de voorliggende locatie, ten opzichte van de landelijke oppervlakte, hoe hoger de score die aan het vegetatietype wordt toegekend (kwantitatieve component). Dezelfde regels worden toegepast voor soorten. Op basis van de totaalscore kan vervolgens een objectieve keuze of prioritering worden gemaakt.

Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland hebben affiniteiten met het syntaxon *Arrhenatherion* of Glanshavergrasland (Vandevoorde *et al.*, in prep.), een vrij zeldzaam vegetatietype in Vlaanderen ("hu" in Vriens *et al.*, 2011). Type 4 Verruigd glanshavergrasland en vooral Type 5 Brandnetelruigte leunen syntaxonisch aan bij de rompgemeenschap RG *Urtica dioica*-[*Galio-Urticetea*], een vrij algemeen vegetatietype ("hr" in Vriens *et al.*, 2011). Type 3 Soortenarm glanshavergrasland situeert zich ergens tussen beide.



Figuur 25 Het gemiddeld aantal plantensoorten per vegetatietype in een proefvlak van 2 x 2 m.

2.4 CONCLUSIES DOELVEGETATIES⁸

Als **doelvegetatie** op de dijken worden **Type 1 Soortenrijk grasland** en **Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland** naar voor geschoven op basis van volgende argumenten:

- Deze types hebben de **hoogste erosiebestendigheid** omdat ze bovengronds de hoogste bedekking hebben en ondergronds de hoogste wortellengtedensiteit. Vooral zeer dunne wortels houden de bodemdeeltjes samen en deze zijn zeer abundant in beide types;
- Ze kennen de **laagste onderhoudskost** omdat de bovengrondse biomassa productie het laagst is. Hoe lager de hoeveelheid biomassa of maaisel dat moet opgeraapt, vervoerd en verwerkt worden, hoe lager de kosten;
- Type 1 en Type 2 hebben de **hoogste ecologische waarde** omdat:
 - ze aanleunen bij het syntaxon *Arrhenatherion* of Glanshavergrasland, een vrij zeldzaam vegetatietype in Vlaanderen;
 - de evenwel geringe aantallen Rode Lijstsoorten worden vooral in deze types aangetroffen;
 - ze hebben de hoogste soortenrijkdom;
 - ze vertonen affiniteiten met het Natura 2000 habitatype 6510 Laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) subtype glanshavergrasland (6510_hu)
- Het publiek kent een grotere esthetische waarde toe aan soortenrijkere graslanden.

⁸ In een recente opiniepaper sommen Teixeira *et al.* (2023) de verschillende **ecosysteemdiensten** op die dijkgraslanden opleveren: **erosiebestendigheid, biodiversiteit, recreatie en biomassa**.

2.5 WAAR WELKE DOELEN?

Het is de bedoeling om op de dijken van het Schelde-estuarium (district 1 tot 4) het aandeel van de doelvegetaties, Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, te maximaliseren omwille van hun hogere erosiebestendigheid, lagere onderhoudskost en hogere ecologische waarde. Daarbij wordt echter ook rekening gehouden met de huidige aanwezige vegetatie (Tabel 2).

Indien aan de rivierzijde of op de teen van de dijk momenteel rietvegetaties (Type 6) of variabele ruigtes (Type 8) aanwezig zijn worden deze bestendigd. Ook bomen/struiken (Type 9) worden op deze zones gedoogd, telkens op voorwaarde dat ze de primaire waterkerende functie van de dijk niet hypothekeren⁹.

Van rietvegetaties is gekend dat ze een geringere erosiebestendigheid hebben (Vandevoorde & Van Lierop, 2021), van variabele ruigtes en bomen/struiken kan vermoed worden dat dit ook het geval is. De aanwezige breuksteen, open steenasfalt, asfaltbeton en andere vergelijkbare harde bekledingen langs de rivierzijde van de dijken van district 3 garanderen echter in belangrijke mate de bescherming tegen belastingen van verschillende aard (golfslag, stroming, enz.). Op de kruin en landzijde van de dijk dient de vegetatie maximaal bij te dragen aan de bescherming tegen overloop of golfoverslag vandaar dat de doelvegetatie er steeds het objectief is (Anonymus, 2008).

Op dijkzones waar momenteel ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7) aanwezig zijn, wordt het beoogde doel afgestemd op de populatiegrootte van de Japanse duizendknoop. Omvorming van grote populaties naar de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is zo goed als onmogelijk, daarom wordt het beheer van grote populaties gericht op het verhinderen van uitbreiding en verspreiding zolang geen goede bestrijdingsmaatregelen beschikbaar zijn (zie 7.2.3.1). Waar kleine populaties aanwezig zijn, wordt wel gekozen deze om te vormen tot de doelvegetaties (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland).

Als de veiligheid in het gedrang komt worden bomen/struiken, die momenteel aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk, omgevormd naar Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Indien ze geen negatieve impact hebben op de veiligheid kunnen ze gedoogd worden. De alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA, 2001; zie 9) kan toegepast worden als hulpmiddel om te oordelen of deze bomen/struiken al dan niet moeten worden omgevormd. Deze methode is opgenomen in de beoordeling van niet-waterkerende objecten in VTV (2007) en houdt niet alleen rekening met het veiligheidsaspect maar eveneens met LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuur) en aspecten van beheer, onderhoud en controle (zie 3.2.2.2 en 3.2.3.2).

Het maximaliseren van de doeltypes zal tijd vergen, zeker als momenteel Type 5 Brandnetelruigte of Type 4 Verruigd glanshavergrasland aanwezig is (zie 3.1.2 en 3.1.3).

⁹ Toch adviseren we om **geen nieuwe bomen noch struiken** aan te planten **op de dijken**. Ook houtige soorten of bomen en struiken die zich spontaan gevestigd hebben, worden best verwijderd in een vroeg stadium voor ze hoog uitgroeien.

Tabel 2 Doelvegetatie op de verschillende dijkzones in relatie tot de huidige vegetatie (¹kleine populatie van Japanse duizendknoop worden omgevormd tot de doelvegetaties, bij grote populaties wordt uitbreiding en verspreiding verhinderd. ²Bomen/struiken (Type 9) worden gedoogd aan rivierzijde en op de teen. Op de overige dijkzones worden ze al dan niet omgevormd na toetsing volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA, 2001).

Huidige vegetatie	Doelvegetatie				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland					
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	riet	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland			riet
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	<i>Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland</i> ¹				
8 Variabele ruigte	ruigte	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland			ruigte
9 Bomen/struiken	bomen/struiken ²	<i>Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland</i> ²			bomen/struiken ²
11 Pioniersvegetatie	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland				

3 ONTWIKKELINGSTRAJECT EN BEHEERMAATREGELEN

3.1 ONTWIKKELINGSTRAJECT

3.1.1 Relatie tussen bodemnutriënten, productiviteit, vegetatietype en aantal soorten

Er is een duidelijk verband vastgesteld tussen de concentraties aan bodemnutriënten en de productiviteit van de vegetatie (biomassaproductie). De bovengrondse biomassaproductie neemt toe bij stijgende concentraties aan mineraal of plantbeschikbaar stikstof en/of fosfor in de bodem (Figuur 26). Hoe hoger de concentraties of beschikbaarheid van deze nutriënten in de bodem, hoe hoger de bovengrondse biomassaproductie of productiviteit.

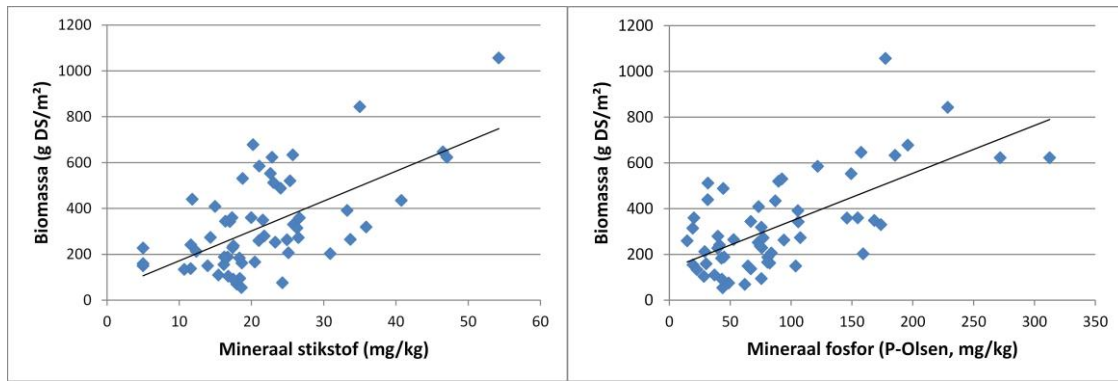
Wanneer de gemeten bodemconcentraties aan mineraal stikstof en mineraal fosfor worden ingedeeld per vegetatietype, valt een verschil op tussen de vegetatietypes onderling. In de bodems waar Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte voorkomen, zijn hogere concentraties aan mineraal stikstof en mineraal fosfor gemeten in vergelijking met de drie andere vegetatietypes. De laagste concentraties aan bodemnutriënten zijn gemeten in Type 1 Soortenrijk grasland, de hoogste in Type 5 Brandnetelruigte (Figuur 27) (zie 2.2.3).

Bovendien is er een significant negatief verband aangetoond tussen de productiviteit (bovengrondse biomassaproductie) en het aantal soorten. Hoe hoger de productiviteit, hoe lager het aantal plantensoorten (Figuur 28).

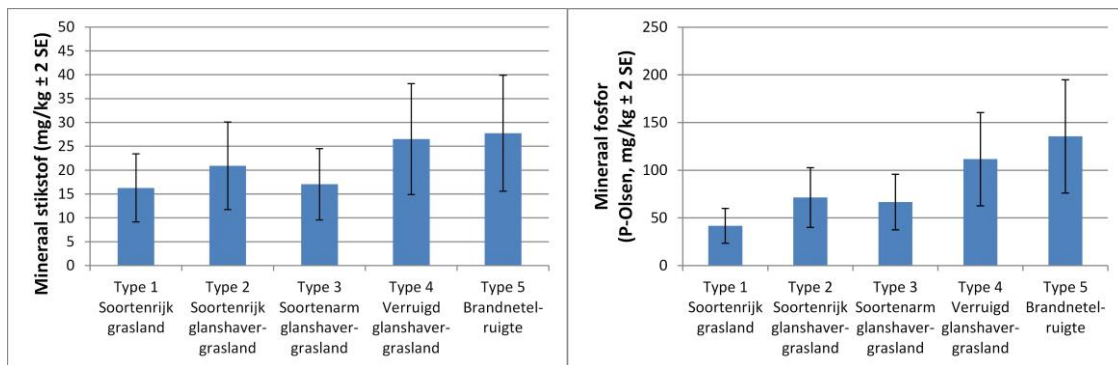
Naast water en licht hebben planten anorganische nutriënten nodig om te groeien, in het bijzonder stikstof en fosfor. De bron of het nutriënt dat het meest limiterend is, bepaalt de groeisnelheid en de biomassaproductie (De Schrijver *et al.*, 2013a; Tilman, 1997). Als echter geen nutriënt limiterend is, weten snelgroeiende plantensoorten, veelal grassen of ruigtekruiden zoals grote brandnetel, hiervan optimaal te profiteren door sterk uit te groeien. Zelfs in die mate dat ze traaggroeiende of minder productieve soorten letterlijk overschaduwen, waardoor deze door lichtgebrek worden weggeconcurrerd (Hautier *et al.*, 2009). Het resultaat zijn hoogproductieve maar soortenarme graslanden.

Doordat nutriënten bepalend zijn voor de productiviteit hebben ze onrechtstreeks dus een negatieve impact op de soortendiversiteit (veel nutriënten => veel biomassa => weinig soorten). Dit geldt voor stikstof (Ceulemans *et al.*, 2013; De Schrijver *et al.*, 2011, 2013a) en zeker ook voor fosfor (Ceulemans *et al.*, 2013; De Schrijver *et al.*, 2013b; Gilbert *et al.*, 2009; Janssens *et al.*, 1998), of voor een combinatie van beide.

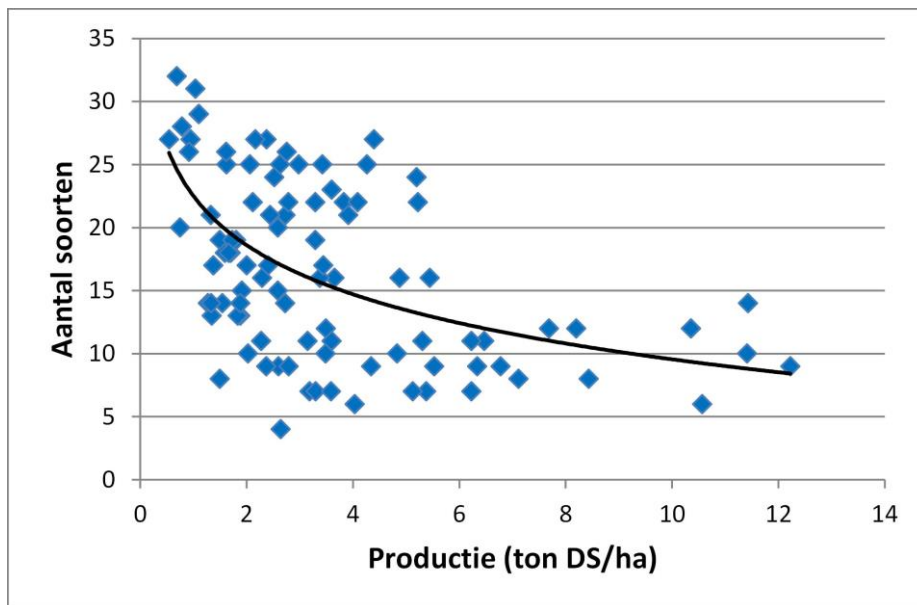




Figuur 26 Verband tussen de bodemconcentraties aan mineraal stikstof (links) en mineraal fosfor (rechts) en de biomassaproductie op de dijken langs de Schelde en Durme.



Figuur 27 Gemeten bodemconcentraties aan mineraal stikstof (links) en mineraal fosfor (rechts) in de verschillende vegetatietypes op de dijken van de Zeeschelde en Durme.



Figuur 28 Negatief verband tussen de productiviteit (bovengrondse biomassa) in ton droge stof per hectare (ton DS/ha) en het aantal plantensoorten per proefvlak (2 x 2 m).

3.1.2 Van brandnetelruigte naar soortenrijk (glanshaver)grasland, de doelstelling

Als doelvegetaties op de dijken is gekozen voor Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (zie 2.3 en 2.4), de vegetatietypes die op de dijken voorkomen op plaatsen met de laagste gehalten aan bodemnutriënten (stikstof en fosfor) (Figuur 27).

Uit Figuur 27 blijkt dat de vegetatietypes een gradiënt in bodemnutriënten of voedselrijkdom weerspiegelen. Dit is zeker het geval wanneer ingezoomd wordt op mineraal fosfor. Type 5 Brandnetelruigte komt voor bij de hoogste concentraties, Type 4 Verruigd glanshavergrasland bij iets lagere waarden, Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland bij nog lagere waarden en Type 1 Soortenrijk grasland bij de laagste gehalten. Deze gehalten zijn trouwens nog vrij hoog, want voor de ontwikkeling van een glanshavergrasland, waarmee de doeltypes affiniteiten hebben, stellen Raman *et al.* (2016) dat het fosforgehalte (P-Olsen) in de bodem onder de 25 mg/kg moet liggen. Voor glanshavergraslanden in een gunstige staat van instandhouding dienen de fosforwaarden zelfs minder dan 9.1 mg/kg P-Olsen te zijn (Van Calster *et al.*, 2020). Bij mineraal stikstof is deze gradiënt eveneens herkenbaar, maar minder uitgesproken (Figuur 27).

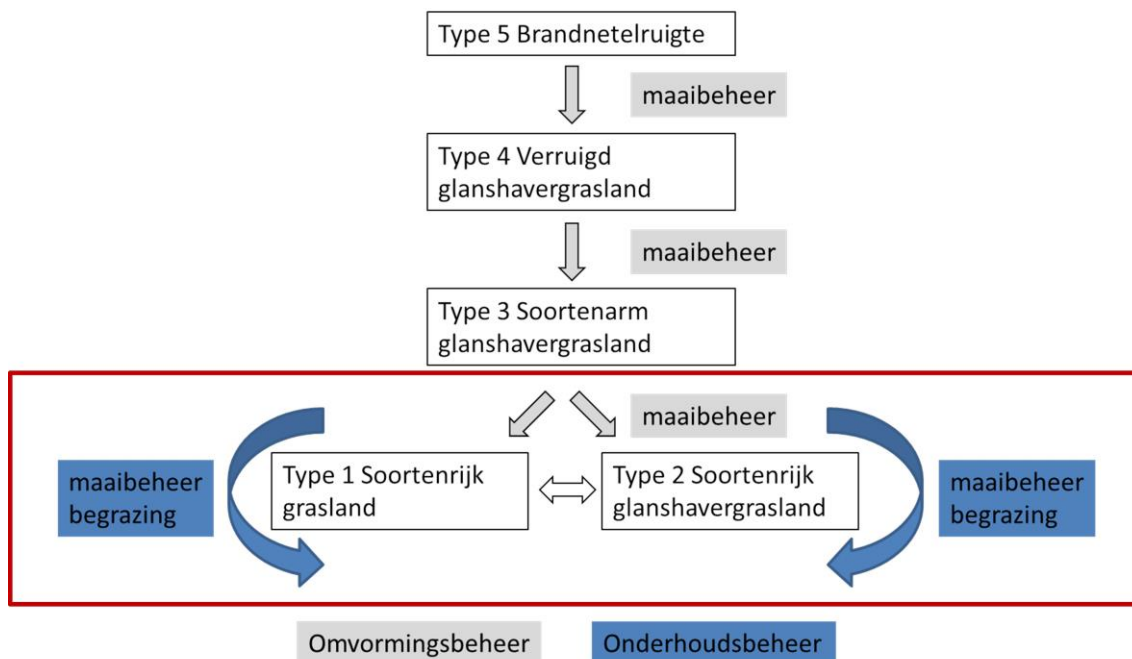
Daar waar deze doelvegetaties (Type 1 en Type 2) reeds voorkomen zal het beheer moeten instaan om deze bodemnutriënten voldoende laag te houden zodat de doelvegetatie bestendig wordt. Hier wordt een **onderhoudsbeheer** voorgesteld, waarbij kan gekozen worden voor maaibeheer en/of begrazingsbeheer (zie 3.2.2).

Op dijken waar deze doelvegetaties nog niet aanwezig zijn, omwille van te hoge gehalten aan bodemnutriënten, wordt een **omvormingsbeheer** toegepast. Dit beheer is gericht op het verminderen van de gehalten aan bodemnutriënten (zie 3.2.3). De enige geschikte beheervorm om nutriënten uit de bodem te onttrekken en zo de productiviteit van de graslanden te reduceren is maaibeheer met afvoer van het maaisel. De voedingsstoffen worden door de planten uit de bodem opgenomen, door deze planten vervolgens te maaien en te verwijderen worden de voedingsstoffen (stikstof, fosfor) aan het systeem onttrokken (Berendse *et al.*, 1992; Pavlů *et al.*, 2011).

Dit omvormingsbeheer zal tot verschraling leiden. Enerzijds worden nutriënten aan de bodem onttrokken, maar anderzijds wijzigen ook de concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten (Van Uytvanck & De Blust, 2012; Zwaenepoel, 2000). Geleidelijk aan zal de productiviteit dalen en de vegetaties zullen gradueel evolueren naar het ander type. Deze successie zal optreden zoals voorgesteld in Figuur 29. Door het omvormingsbeheer zullen brandnetelruigtes (Type 5) ontwikkelen tot verruigde glanshavergraslanden (Type 4) en vervolgens tot soortenarme glanshavergraslanden (Type 3). Uiteindelijk zullen de doelvegetaties soortenrijk glanshavergrasland (Type 2) en soortenrijk grasland (Type 1) zich vormen, waarna kan overgeschakeld worden op onderhoudsbeheer.

Dit verschralingproces is een traag verlopend en langdurig proces en vergt tijd. Niet in het minste omdat de toplaag van de dijken veelal een zwaardere, kleiige textuur heeft die de bodemnutriënten sterk weet te binden. Bovendien wordt de rivierzijde van de dijken af en toe nog aangerijkt door overspoeling met voedselrijk rivierwater. Na 4-5 jaar zal desondanks een duidelijke productieverlaging merkbaar zijn (Zwaenepoel, 2000), al zal het minstens 5-10 jaar duren vooraleer zich een soortenrijke vegetatie ontwikkelt (De Becker, 2004). Dit is zeker het geval wanneer Type 5 Brandnetelruigte of Type 4 Verruigd glanshavergrasland moet omgevormd worden.





Figuur 29 Indicatief successieschema of ontwikkelingstraject die de vegetatieveranderingen aangeeft op de dijken onder invloed van het gevoerde beheer (omvormingsbeheer, onderhoudsbeheer). Rood omkaderd zijn de doelvegetaties.

Zijn we biotisch en abiotisch beperkt?

Onderhoudsbeheer is bedoeld om de doelvegetaties te bestendigen; omvormingsbeheer is gericht op de ontwikkeling ervan. In beide gevallen gelden abiotische en biotische randvoorwaarden voor succesvol beheer. Bakker & Berendse (1999) wijzen op de gevolgen van stikstofdepositie (abiotische randvoorwaarde) bij graslandherstel en brengen de beperkte kolonisatiemogelijkheden van de doelsoorten onder de aandacht (biotische randvoorwaarde).

De vermestende stikstofdepositie in Vlaanderen bedroeg gemiddeld 23.2 kg N/ha/jaar in 2018 (www.milieurapport.be). Dit is ruim boven de kritische depositiewaarde van 20 kg N/ha/jaar die van Dobben *et al.* (2012) becijferden voor glanshavergrasland, nauw verwant aan onze doelvegetaties. Stikstofdeposities boven deze kritische waarde hebben een negatieve impact op de kwaliteit van het grasland. Beheermaatregelen voor bestendiging en ontwikkeling van de doelvegetaties zullen ook de extra input van voedingsstoffen door depositie moeten teniet doen.

Bij omvormingsbeheer wordt tweemaal per jaar gemaaid met afvoer van het maaisel (zie 3.2.3.1). Dit remeert de stikstofinput, maar vertraagt de ontwikkeling van de doelvegetatie. Een groot deel van de beheerinspanning gaat namelijk naar het wegwerken van de nieuwe stikstofaanvoer, in plaats van naar het afbouwen van de reeds aanwezige historische stikstofpool.

Bij onderhoudsbeheer wordt deze stikstofinput eveneens geredimeerd als gekozen wordt voor maaibeheer (zie 3.2.2.1). Anders is het wanneer een begrazingsbeheer wordt toegepast. Bij begrazing worden namelijk weinig nutriënten aan de bodem onttrokken waardoor stikstof zich opnieuw kan opbouwen in de bodem. De grazers nemen nutriënten zoals stikstof op via

de planten die ze opeten. Een deel van de nutriënten slaan ze op in hun weefsels, de rest komt via hun mest weer in de bodem terecht. Vandaar dat overwogen moet worden, om begraasde percelen af en toe te maaien met afvoer van het maaisel i.e. **hooiweidebeheer** (zie 3.2.2.1.2.5).

Kolonisatiemogelijkheden van de doelsoorten als biologische randvoorwaarde stelt minder problemen langs de dijken omdat veel diasporen verspreid worden via maaimachines (Couvreur & Hermy, 2002) of via de grazers (schapen) die zaden in- of uitwendig verspreiden (endozoöchorie, epizoöchorie) (Wessels *et al.*, 2008).

3.1.3 Onderhouds- of omvormingsbeheer? En welk type?

Globaal zijn Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de doelvegetaties op de dijken van district 3. Er wordt gekozen voor omvormingsbeheer indien de doelvegetatie nog niet aanwezig is en voor onderhoudsbeheer indien de doelvegetatie wel aanwezig is.

Deze doelvegetaties zijn gewenst op alle dijkzones, maar aan de rivierzijde en teen van de dijk (zie 2.5) wordt bij de beheerkeuze ook rekening gehouden met andere aanwezige vegetaties. Er worden drie types onderhoudsbeheer en vier types omvormingsbeheer onderscheiden (Tabel 3).

Binnen het **onderhoudsbeheer** geldt 'onderhoud kruidige vegetatie' als de standaard om de doelvegetaties te bestendigen op de verschillende dijkzones. Indien rietvegetaties of variabele ruigtes aanwezig zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk wordt 'onderhoud riet/ruigte' als onderhoudsbeheer geadviseerd. Voor bomen/struiken op deze dijkzones geldt 'onderhoud bomen/struiken'.

'Omvorming kruidige vegetatie' is het standaardtype **omvormingsbeheer** om de doelvegetaties te ontwikkelen op de verschillende dijkzones waar ze nog niet aanwezig zijn. Een ander type omvormingsbeheer is 'omvorming riet' dat wordt aangeraden als rietvegetaties aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk. Het type omvormingsbeheer 'omvorming bomen/struiken' wordt toegepast als bomen/struiken aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijken, al worden hierbij wel enkele bijkomende voorwaarden gesuggereerd. Het laatste type omvormingsbeheer 'omvorming exoten' is vooral van toepassing op ruigtes van Japanse duizendknoop. Ook bij dit type omvormingsbeheer worden extra voorwaarden gesteld.

De volgende types onderhoudsbeheer en omvormingsbeheer worden onderscheiden. Verdere duiding wordt gegeven onder resp. 3.2.2 en 3.2.3:

- Types onderhoudsbeheer:
 - Onderhoud kruidige vegetatie (zie 3.2.2.1): standaardbeheer indien doelvegetatie aanwezig is
 - Onderhoud bomen/struiken (zie 3.2.2.2): type onderhoudsbeheer indien bomen/struiken voorkomen aan de rivierzijde of teen van de dijk
 - Onderhoud riet/ruigte (zie 3.2.2.3): type onderhoudsbeheer als rietvegetaties of variabele ruigtes aanwezig zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk



- Types omvormingsbeheer:
 - Omvorming kruidige vegetatie (zie 3.2.3.1): standaardbeheer indien doelvegetatie niet aanwezig is
 - Omvorming bomen/struiken (zie 3.2.3.2): type omvormingsbeheer indien bomen/struiken voorkomen op de kruin of landzijde van de dijk
 - Omvorming riet (zie 3.2.3.3): indien rietvegetaties aanwezig zijn op kruin of landzijde van de dijk wordt dit type omvormingsbeheer toegepast
 - Omvorming exoten (zie 3.2.3.4, 7.2.3): standaardbeheer bij aanwezigheid van ruigtes van Japanse duizendknoop

Tabel 3 Schema met het voorgestelde onderhouds- of omvormingsbeheer om te komen tot de doelvegetatie (zie 2.5 en Tabel 2) in functie van de huidige vegetatie per dijkzone.

Huidige vegetatie	Type onderhoud- of omvormingsbeheer				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	onderhoud kruidige vegetatie				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland	omvorming kruidige vegetatie				
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	onderhoud riet/ruigte	omvorming riet			onderhoud riet/ruigte
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	omvorming exoten				
8 Variabele ruigte	onderhoud riet/ruigte	omvorming kruidige vegetatie			onderhoud riet/ruigte
9 Bomen/struiken	onderhoud bomen/struiken	omvorming bomen/struiken			onderhoud bomen/struiken
11 Pioniersvegetatie	omvorming kruidige vegetatie				

3.2 BEHEERMAATREGELEN

3.2.1 Algemene beheerlijnen

Voor het beheer van de dijkvegetaties kunnen een aantal algemene, overal geldende richtlijnen, worden geformuleerd. Deze algemene richtlijnen slaan op alle dijklichamen, zowel deze waar een onderhoudsbeheer wordt toegepast als deze onder omvormingsbeheer.

Algemene richtlijnen:

- **Niet bemesten:** het toedienen van kunstmest of dierlijke mest wordt ten stelligste afgeraden gezien dit de doelstellingen hypothekeert. Het toegepaste beheer is er net op gericht om zo veel mogelijk voedingsstoffen of nutriënten aan de bodem te onttrekken.
- **Geen pesticidengebruik:** het toedienen van pesticiden is vanuit milieuhygiënisch en ecotoxicologisch oogpunt afgeraden. Bovendien bestaat het gevaar dat door gebruik van herbiciden kale, vegetatieloze plekken ontstaan op het dijklichaam wat civieltechnisch ongewenst is. Sinds 1 januari 2015 mogen pesticiden ook niet langer worden gebruikt op terreinen die bij een openbare dienst horen (www.zonderisgezonder.be).



- **Tijdens de eerste maaibeurt in het voorjaar of vroege zomer wordt nooit riet (*Phragmites australis*) gemaaid** ten gunste van broedvogels en entomofauna. We adviseren om een bufferstrook van minstens 2 meter onaangeroerd te laten ten opzichte van riet; al kan dit gerelativeerd worden in functie van de breedte van het dijktaalud. Dit adviseren we niet enkel voor riet die voorkomt op het dijktaalud maar eveneens ten opzichte van riet die groeit op de oevers van bijvoorbeeld de belendende dijksloot.
- Op een aantal locaties, onder andere op de dijk langs de Kleine Nete te Nijlen¹⁰, komt kruidvlier (*Sambucus ebulus*) voor (Figuur 30 en Figuur 31). Dit is een zeldzame plantensoort in Vlaanderen (Van Landuyt *et al.*, 2006a) die bij de eerste maaibeurt in het voorjaar of vroege zomer best ontzien wordt. Kruidvlier is namelijk niet bestand tegen maaien tijdens het groeiseizoen waardoor overwogen kan worden om buiten het groeiseizoen te maaien en enkel de tweede maaibeurt van het onderhoudsbeheer kruidige vegetatie (maaibeheer) toe te passen (zie 3.2.2.1.1) (Stortelder *et al.*, 1999; Weeda *et al.*, 1988).
- Er wordt aangeraden de grasmatten niet te kort (< 15 cm) de winter te laten ingaan. Bij maaien of begrazen, moet vorming van (kale) steilranden vermeden worden, zeker vlak voor de winter (Peeters *et al.*, 2012).
- Japanse duizendknoop en verwante soorten en hybriden worden nooit gemaaid, tenzij dit onderdeel uitmaakt van een bestrijding op maat (zie 7.2.3.1). Dit om versnelde uitbreiding en verspreiding te voorkomen.

¹⁰ In waarnemingen.be zijn twee vindplaatsen van kruidvlier gedocumenteerd, beide op de rechteroever van de Kleine Nete in Nijlen:

- <https://waarnemingen.be/observation/175572132/> (= LamX 171761; LamY 207503)
(waarneming bevestigd op 06/03/2023)
- <https://waarnemingen.be/observation/121659826/> (≈ LamX 172750; LamY 207630)





Figuur 30 Bloeiende kruidvlier (*Sambucus ebulus*) op de landzijde van de Scheldedijk in Kruibeke (21/08/2016).





Figuur 31 Typisch najaarsaspect van kruidvlier (*Sambucus ebulus*) met kenmerkende zwarte vruchten, groeiend op een Scheldedijk (foto Alexander Van Braeckel 09/09/2004).

3.2.2 Onderhoudsbeheer

Als de gewenste vegetatie reeds aanwezig is, kan onderhouds- of instandhoudingsbeheer worden toegepast (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Er worden 3 types onderhoudsbeheer onderscheiden, telkens één per doelvegetatie:

- Onderhoud kruidige vegetatie (variant maaibeheer, variant grasbeheer)
- Onderhoud bomen/struiken
- Onderhoud riet/ruigte

Deze adviezen zijn in grote mate overeenstemmend met eerdere adviezen omtrent het beheer van dijken langs het Schelde-estuarium (Vanallemeersch *et al.*, 1997; Vandevoorde & Ysebaert, 2000a, 2000b).



3.2.2.1 Onderhoud kruidige vegetatie

Om Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland in stand te houden kan gekozen worden voor **maai-beheer of gras-beheer**. Voor zowel het maaibeheer als het grasbeheer zijn specifieke richtlijnen geformuleerd.

3.2.2.1.1 Maai-beheer

Onder maaibeheer wordt het klassiek hooilandbeheer verstaan waarbij de bovengrondse vegetatie vlak boven het maaiveld wordt weggenomen. Deze beheervorm bestaat uit 2 stappen. Enerzijds uit het fysiek afsnijden of afmaaieren van de vegetatie en anderzijds uit het verwijderen van de afgesneden vegetatie. Als tussenstappen kunnen ook het keren en samenharcken van het hooi of maaisel worden onderscheiden. **Los van deze tussenstappen is de laatste stap, het afvoeren van het maaisel, dé belangrijkste!**

3.2.2.1.1.1 Maaitijdstip, -frequentie en -hoogte

Om deze graslanden in stand te houden wordt een maaifrequentie aangeraden van **tweemaal per jaar**. Een eerste maal wordt gemaaid vanaf **eind juni**, een tweede maal **vanaf midden september** (Van Uytvanck & De Blust, 2012; Zwaenepoel, 2000).

De laatste jaren is de groeiperiode van de graslanden geregeld verlengd tot eind oktober, in de hand gewerkt door klimaatverandering (Hossain & Li, 2020; Liu *et al.*, 2016; Menzel & Fabian, 1999). Omdat deze graslanden er gebaat bij zijn om kort de winter in te gaan, kan de tweede maaibeurt verlaat worden tot oktober (De Becker *et al.*, 2022). Bij later maaien bestaat wel het risico dat het natter is en bijgevolg de kans op zode- en bodemschade groter is.

Een maaihoogte van 5-8 cm is aanbevolen (Zwaenepoel, 1998). Wanneer de maaimachines op een lagere hoogte worden ingesteld, neemt de schade aan de planten toe. Ook verhoogt de kans dat schade wordt veroorzaakt aan de graszode waardoor open bodem ontstaat wat vanuit civieltechnisch oogpunt ongewenst is. Anderzijds ontstaan door lichte schade aan de zode (kleine) open plekken of 'gaps'. Deze bieden kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor plantensoorten in gesloten graslanden (Hellström *et al.*, 2009).

De maaihoogte hoger instellen, hypothekeert de doelstelling van het beheer die gericht is op het afvoeren van biomassa om verschraling te realiseren. In graslanden bevindt het grootste deel van de bovengrondse biomassa zich in het onderste deel van de vegetatie. 46% van de bovengrondse biomassa van glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) bevindt zich bijvoorbeeld in de onderste 12 cm (Zwaenepoel, 1998). Bij hoger instellen wordt een groot deel van de biomassa bijgevolg niet afgemaaid noch afgevoerd, wat niet gewenst is.

3.2.2.1.1.2 Machines

De keuze van het materiaal heeft invloed op het succes van het beheer. In Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006), Zwaenepoel (1998) en op www.ecopedia.be¹¹ worden de voor- en nadelen van verschillende types maaimachines afgewogen (maaibalk, schijvenmaaier, trommelmaaier, cirkel- of slagmaaier, klepelmaaier, vjzelmaaier). Bij de materiaalkeuze moeten ecologische versus technische voordelen afgewogen worden.

Enerzijds wordt best gekozen voor machines die niet leiden tot zode- en bodemschade (+ in Tabel 4 betekent weinig schade en is gunstig). Ook de impact op planten en fauna is best

¹¹ <https://www.ecopedia.be/pagina/maaiwerktuigen>

minimaal (+ in Tabel 4 betekent een lage impact en is gunstig). Maaisel dat optimaal bruikbaar is voor compostering, bio-energie of diervoeder biedt meerwaarde (+ in Tabel 4). Anderzijds moeten de machines ruige en hoog uitgroeiende vegetaties aankunnen (+ in Tabel 4) en moeten ze voldoende robuust zijn (+ in Tabel 4) tegen zwerfvuil, stenen en andere gebiedsvreemde materialen die tot schade en bijgevolg extra kosten kunnen leiden.

In Tabel 4 zijn de impact en eigenschappen van de meest gebruikte maaimachines op een rijtje gezet. De quoterings zijn louter indicatief en voornamelijk gebaseerd op Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006), Zwaenepoel (1998) en www.ecopedia.be.

De dijken langs de Grote Nete en Kleine Nete zijn steil, vooral in het stroomopwaarts gedeelte. Dit zal in belangrijke mate bepalen welke machines gebruikt kunnen worden langs deze dijktrajecten. Vaak zal er van bovenop de dijk moeten gemaaid worden met een maaier die op een hydraulische arm gemonteerd is.

Tabel 4 Ter indicatie zijn de impact en eigenschappen van de meest gebruikte maaimachines gegeven, gebaseerd op Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006), Zwaenepoel (1998) en www.ecopedia.be. '+' betekent gunstig, '-' ongunstig.

Type maaier	Zode- en bodemschade	Impact planten	Impact fauna	Bruikbaarheid maaisel	Ruige vegetatie	Robuustheid
maaibalk	+	+	-	++	++	--
schijvenmaaier	+	+	-	++	++	+/-
trommelmaaier	+	+	-	+	-	+/-
cirkel-/slagmaaier	+/-	+/-	--	+/-	+/-	+
klepelmaaier	--	--	--	--	++	++
vijzelmaaier	-	-	--	--	++	++

3.2.2.1.1.3 Afvoeren van het maaisel

In 3.1.2 is reeds aan bod gekomen dat het **verwijderen van het maaisel cruciaal en essentieel** is en het succes van het beheer bepaalt. Bij maaibeheer met afvoer van het maaisel worden voedingsstoffen die door de planten zijn opgenomen uit de bodem, afgevoerd. Deze verschraling beïnvloedt concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten (Van Uytvanck & De Blust, 2012; Zwaenepoel, 2000). Het afgevoerde maaisel moet minstens de atmosferische depositie van voedingsstoffen tenietdoen. In 2018 bedroeg deze atmosferische stikstofdepositie in Vlaanderen 23.2 kg N/ha/jaar (www.milieurapport.be).

Niet-verwijderd maaisel heeft rechtstreeks en onrechtstreeks een ongunstige invloed op de aanwezige vegetatie. Niet-verwijderd maaisel veroorzaakt lichtgebrek voor de onderliggende vegetatie waardoor deze uiteindelijk afsterft (Parr & Way, 1988) en er kale plekken ontstaan. Civieltechnisch is dit ongewenst (TAW, 1998). Ook kieming en overleving van zaailingen onder dit maaisel is zo goed als uitgesloten.

Onrechtstreeks heeft niet-verwijderd maaisel een aanrijkend effect op de bodem omdat de voedingsstoffen aangevoerd via atmosferische depositie niet worden afgevoerd. Het maaisel



breekt af en mineraliseert. De voedingsstoffen die opgeslagen zijn in de planten, komen vrij en worden plaatselijk weer beschikbaar. Finaal leidt het laten liggen van maaisel tot het ontwikkelen of in stand houden van soortenarme vegetaties die bestaan uit snelgroeïende en hoge, competitieve soorten (Parr & Way, 1988; Sýkora *et al.*, 2002) zoals grote brandnetel (*Urtica dioica*).

Het terug vrijstellen van voedingsstoffen uit het maaisel is bovendien een snel proces. Schaffers *et al.* (1998) bepaalden de vrijstelling van stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) in maaisel van onder andere Glanshavergraslanden, een vegetatietype nauw verwant aan de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Na 1 week was reeds 29.0% van de K-fractie uitgeloozd, 22.9% van de P-fractie en 11.2% van de N-fractie. Na 2 weken waren de uitgeloozde K-, P- en N-fracties al opgelopen tot resp. 48.8%, 32.0% en 17.5%. Maaisel verwijderen is dus niet alleen essentieel voor efficiënt beheer, het moet bovendien zo snel mogelijk gebeuren.

Tegenwoordig wordt ook vaak een maai- en opzuigcombinatie gebruikt. Het grote voordeel is dat het maaisel niet blijft liggen en er totaal geen voedingsstoffen uitlogen. Nadelen zijn dat de afgevoerde tonnage veel groter is omdat het maaisel niet kon drogen en dat zaden de kans niet krijgen om na te rijpen en op de grond te vallen.

Maaien en vervolgens laten drogen van het maaisel, eventueel gecombineerd met keren of omlaggen van het maaisel (=hooien) vermindert sterk de af te voeren tonnage aan biomassa omdat veel water uit het maaisel verdampt. Bovendien kunnen zaden nog narijpen en op de bodem vallen. Afhankelijk van de weersomstandigheden neemt het drogen ca. 2-7 dagen in beslag (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Om hooi voor diervoeder te maken kan de droogtijd richting 10 dagen gaan.

Dus als gekozen wordt voor een maai-opzuigcombinatie stelt het probleem van uitlogende voedingsstoffen zich niet maar is het af te voeren tonnage hoog. Als na het maaien het gras een periode droogt en het vervolgens wordt afgevoerd, raden we aan om **het maaisel binnen de week af te voeren** om het uitlogen van nutriënten te beperken. Optimaal is evenwel hooibeheer waarbij het hooi als diervoeder dient. De landbouwer zal een periode selecteren met goede weersomstandigheden om het gras te maaien, te keren of om te leggen en om het hooi af te voeren als het droog genoeg is.

Sowieso raden we aan het **maai-beheer uit te stellen bij (voorspeld) regenweer** omwille van verschillende nadelen: de af te voeren tonnages zijn veel hoger, het droogproces verloopt trager en de kans tot rijpschade aan de zode is veel hoger, wat ongewenst is.





Figuur 32 Als het maaisel te lang blijft liggen sterft de onderliggende vegetatie af met ongewenste kale plekken tot gevolg. Bovendien loogt een groot deel van de nutriënten opnieuw uit, terwijl het maaibeheer net dient om nutriënten te onttrekken aan de bodem (28/08/2014).



Figuur 33 Enkel competitieve grassen schieten door het maaisel dat te lang is blijven liggen (21/08/2016).



Wat met fauna? Gefaseerd maaibeheer

De geformuleerde beheervoorstellen zijn vooral gericht op het behoud en ontwikkeling van soortenrijke vegetaties die een hoge erosiebestendigheid garanderen. Vooral plantensoorten profiteren van dit beheer. Anderzijds liften ook tal van diersoorten mee, in het bijzonder bloembezoekende insecten. Het geadviseerde maaibeheer verzekert namelijk een hoge diversiteit en abundantie aan bloemen (Noordijk *et al.*, 2009).

Toch dienen we enige kanttekeningen te maken bij dit beheer en dan vooral bij de impact die maaibeheer heeft op fauna (ongewervelden, kleine gewervelden). Maaibeheer heeft dus een positieve impact op fauna-elementen door een verhoging van de diversiteit en abundantie aan bloemen. Maar zowel direct als indirect heeft maaibeheer ook een negatieve impact op fauna-elementen. Zo veroorzaakt maaien een hoge mortaliteit bij fauna-elementen. Humbert *et al.* (2010) becijferden dat, afhankelijk van de gebruikte maaimachine, 19% tot 69% van de aanwezige rupsen worden gedood bij het maaien. Ook de overige handelingen (keren, samenwerken en persen van het hooi) hebben een sterk negatieve impact. Grotere organismen zijn hier gevoeliger voor dan kleine. Grondbewonende insecten sterven dan weer voornamelijk onder de tractorbanden (Humbert *et al.*, 2009, 2010).

Ook indirect heeft maaien een negatieve impact op ongewervelden. Door het maaien verandert hun leefgebied abrupt, niet enkel voor de imago's maar ook voor de andere levensstadia (ei, rups, pop). Bij maaien wijzigt de horizontale en verticale vegetatiestructuur sterk of verdwijnt zelfs grotendeels. Maar ook de beschikbaarheid aan voedsel vermindert. Voor bloembezoekende insecten op zoek naar nectar en pollen, is het afmaaien van de bloemen vanzelfsprekend ongunstig.

Om deze negatieve impact van maaibeheer op ongewervelden te mitigeren, stellen verschillende auteurs een **gefaseerd maaibeheer** voor (Groenendijk & Wolterbeek, 2001; Maes *et al.*, 2013; Noordijk *et al.*, 2009). Gefaseerd maaibeheer verschilt van gewoon maaibeheer doordat niet alles tegelijkertijd wordt gemaaid maar delen blijven overstaan waar de ongewervelden voedsel, beschutting en overwinteringshabitat kunnen vinden. Groenendijk & Wolterbeek (2001) adviseren om 10-25% niet te maaien.

Ondertussen is aangetoond dat dergelijk gefaseerd maaibeheer daadwerkelijk een gunstige invloed heeft op fauna. Zowel het aantal soorten sprinkhanen als hun abundanties waren hoger bij gefaseerd maaibeheer in vergelijking met gewoon maaibeheer (Buri *et al.*, 2013). Bruppacher *et al.* (2016) toonden het gunstig effect aan op dagvlinders. Wallis de Vries & Knotters (2000) zagen vooral de aantallen dagvlinders, mieren, hooiwagens, kortschildkevers en spiegelkevers toenemen bij gefaseerd maaibeheer.

Gefaseerd maaibeheer kan enkel worden toegepast daar waar de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) aanwezig is. Bovendien mag dit gefaseerd maaibeheer de doelstelling (i.e. het behouden van de doelvegetaties) niet hypothekeren. Deze vegetaties hebben het voorgestelde maaibeheer nodig om zich te handhaven.

Als grootste gemene deler tussen het behoud van de doelvegetatie en van de fauna-elementen, geven we 3 (4) beheervoorstellen voor **gefaseerd maaibeheer voor reeds aanwezige doelvegetaties**.

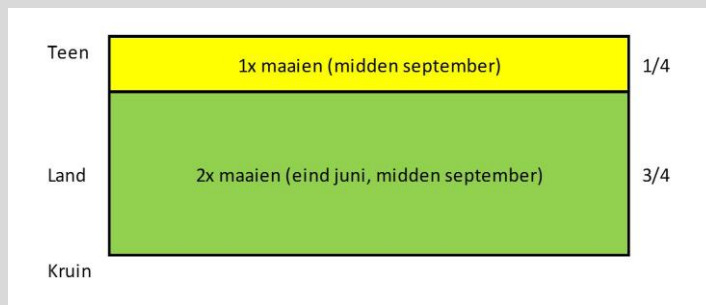


a) Beheervoorstel 1: gefaseerd maaien Large

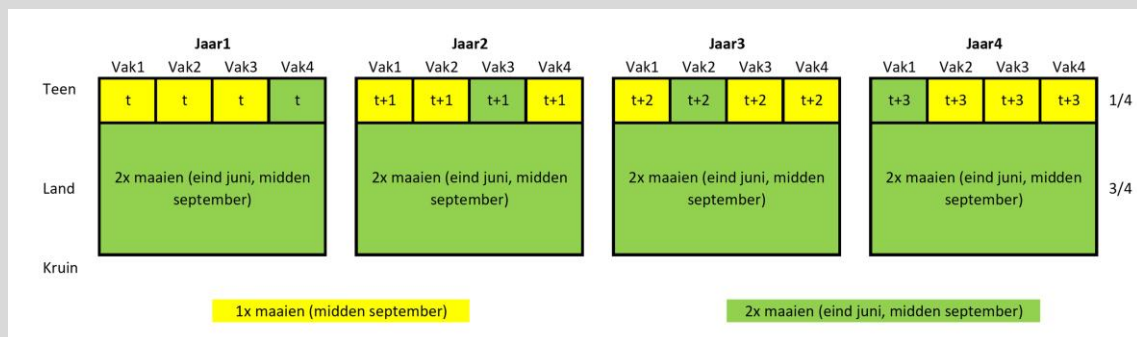
Bij het eerste beheervoorstel wordt het onderste kwart van de dijk gefaseerd gemaaid door het niet te maaien bij de eerste maaibeurt (eind juni) maar wel bij de tweede maaibeurt vanaf midden september. Het bovenste driekwart wordt gewoon tweemaal gemaaid (Figuur 34).

Door het onderste kwart niet te maaien bij de eerste maaibeurt blijven er voldoende bloemen (nectar, pollen), bladeren en stengels als voedsel beschikbaar voor de ongewervelden en vinden ze er ook beschutting.

Dit kan toegepast worden langs een dijktraject gedurende 3 jaar. Het 4e jaar wordt de dijk tweemaal volledig gemaaid. Dit dient voldoende te zijn om de doelvegetatie te behouden, indien niet, wordt het beheer aangepast. Het is aangewezen om dit gefaseerd maai-beheer te spreiden in de tijd en ruimte (Figuur 35).



Figuur 34 Beheervoorstel 1: onderste kwart van het dijktralud wordt niet gemaaid bij de eerste maaibeurt maar wel bij de tweede maaibeurt (midden september) (in geel). De bovenste driekwart wordt tweemaal gemaaid (in groen).



Figuur 35 Beheervoorstel 1: bovenste driekwart van de dijk wordt tweemaal gemaaid (in groen). Het onderste kwart wordt gefaseerd gemaaid. Een vak wordt in een 4-jarige cyclus 3 jaar eenmaal gemaaid (midden september) (in geel) en 1 jaar tweemaal (in groen). Dit beheervoorstel wordt telkens gevarieerd in ruimte en tijd (t = jaar 1, t+1 = jaar 2, enz.). Een dijkvak is 200 m lang (richtwaarde).

b) Beheervoorstel 2: gefaseerd maaien Large bis

Het tweede beheervoorstel lijkt sterk op het eerste maar het gefaseerd maaien beperkt zich niet tot het onderste kwart van de dijk maar over de volledige landzijde van de dijk. Ook wordt niet in vakken van bijvoorbeeld 200 m gewerkt, zoals in beheervoorstel 1 en 3 maar in grotere beheereenheden die praktisch gemakkelijk af te bakenen zijn (bijvoorbeeld van brug X tot oprit Y) (mondelijke mededeling Guy Vermeir).



Bij dit type gefaseerd beheer wordt het eerste jaar het onderste kwart niet gemaaid bij de eerste maaibeurt (eind juni) maar wel bij de tweede maaibeurt vanaf midden september. Het bovenste driekwart wordt gewoon tweemaal gemaaid. In jaar 2 wordt het volgende hoger gelegen kwart slechts eenmaal gemaaid (enkel tweede maaibeurt) en zo schuift de strook die gefaseerd gemaaid wordt systematisch op naar boven (Figuur 36). Het 5^e jaar start de cyclus opnieuw en wordt het onderste kwart gefaseerd gemaaid.

Dit beheervoorstel impliceert dat 25% van de dijkvegetatie gefaseerd gemaaid wordt, wat zeer gunstig is voor fauna-elementen.

Het onderste deel van de dijk is het gevoeligst voor verruiging. Enerzijds door de ondergrondse toestroom van voedingsstoffen uit de hogere delen van de dijk (Buth, 1986) maar anderzijds is het onderste deel ook moeilijk te beheren omdat het slecht bereikbaar is. In die zin is beheervoorstel 2 gunstiger om verruiging tegen te gaan omdat het gefaseerd maaibeheer wordt toegepast op het hele dijktalud en niet enkel op het onderste kwart zoals in beheervoorstel 1 en 3.



Figuur 36 Beheervoorstel 2: onderste kwart van het dijktalud wordt niet gemaaid bij de eerste maaibeurt maar wel bij de tweede maaibeurt (midden september) (in geel). De bovenste driekwart wordt tweemaal gemaaid (in groen). De strook die enkel bij de tweede maaibeurt wordt gemaaid (in geel), schuift systematisch op naar boven.

c) Beheervoorstel 3: gefaseerd maaien Extra Large XL

De bovenste driekwart van de dijk wordt tweemaal gemaaid. Op het onderste kwart wordt gefaseerd maaibeheer toegepast. Dit derde beheervoorstel is iets complexer omdat naast eenmaal en tweemaal maaien, een derde beheervorm wordt toegevoegd namelijk niet maaien.

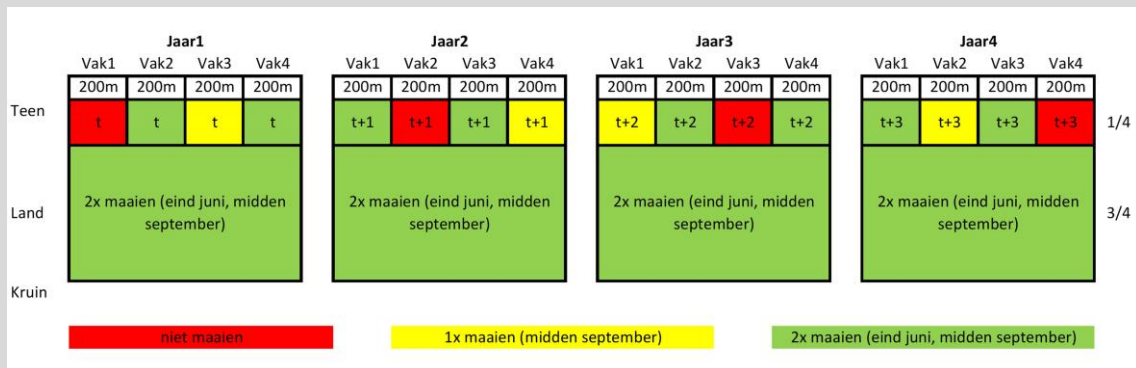
In een bepaald dijkvak wordt het eerste jaar niet gemaaid, het tweede jaar wordt dit vak tweemaal gemaaid (juni, september), het derde jaar eenmaal (september) en het vierde jaar wordt het opnieuw tweemaal gemaaid (juni, september) (Figuur 37). Vervolgens start de cyclus opnieuw vanaf het 1e jaar. In Figuur 37 worden als voorbeeld 4 dijkvakken van telkens 200 m gegeven.

Door niet te maaien bij de eerste maaibeurt blijven er voldoende bloemen (nectar, pollen), bladeren en stengels als voedsel beschikbaar voor de ongewervelden en vinden ze er ook beschutting. Maar door de beheervorm 'niet maaien' te introduceren, hebben ongewervelden ook de kans om in deze vegetatie te overwinteren.

In plaats van het gefaseerd maaibeheer enkel toe te passen in dijkvakken in het onderste kwart van de dijk, kan dit beheervoorstel ook omgevormd worden zoals in beheervoorstel 2



(stroken die verschuiven over de dijk).

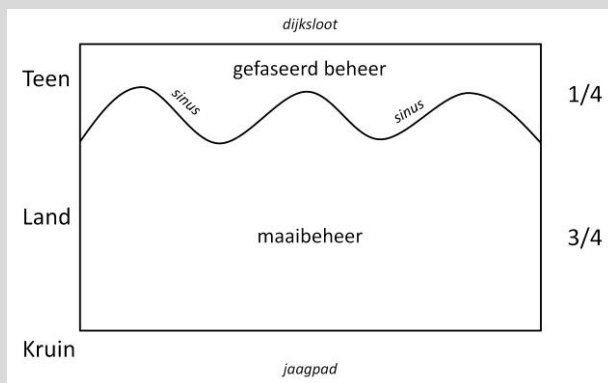


Figuur 37 Beheervoorstel 3: bovenste driekwart van de dijk wordt tweemaal gemaaid (in groen). Het onderste kwart wordt gefaseerd gemaaid. Een vak wordt het 1e jaar niet (in rood), het 2e jaar tweemaal (in groen), het 3e jaar eenmaal (september) (in geel) en het 4e jaar opnieuw tweemaal gemaaid. Dit beheervoorstel wordt telkens gevarieerd in ruimte en tijd ($t = \text{jaar } 1$).

d) Sinusmaaien

Tal van ongewervelden zijn gebaat bij een gevarieerde horizontale en verticale vegetatiestructuur. Vooral omdat dit resulteert in verschillende microhabitats met kenmerkend microklimaat (Maes *et al.*, 2013). Warmere, windluwe, zonbeschenen zones wisselen af met koudere, windrijkere en schaduwrijkere zones.

Dergelijke zones met variabel microklimaat kunnen eenvoudig gecreëerd worden bij het gefaseerd maaibeheer van de dijkvegetaties. Het komt er op neer om niet in een rechte lijn te maaien, zoals standaard gebeurt, maar een slingerende, sinusoïdale beweging te maken bij het maaien. Zowel in de frequentie als in de amplitude van de sinusoïde kan gevarieerd worden (Figuur 38). Deze methode is overgenomen uit het sinusbeheer, een beheermethode die de laatste jaren veel opgang maakt (Couckuyt, 2015; De Becker *et al.*, 2022).



Figuur 38 Illustratie van sinusmaaien bij het toepassen van gefaseerd maaibeheer. Hierbij wordt niet volgens een rechte lijn gemaaid maar volgens een sinusoïde.

3.2.2.1.2 Graasbeheer

Om de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland te behouden, kan naast maaibeheer ook gekozen worden voor graasbeheer. In onderstaande hoofdstukken worden richtlijnen geformuleerd omtrent de begrazingsmethode, het type grazers, de begrazingsperiode en -dichtheden, en niet onbelangrijk de beperkingen die graasbeheer kennen. Voorstellen worden aangereikt hoe om te gaan met deze beperkingen. In sommige gevallen zal eerder een hooiweidebeheer aangewezen zijn dan een zuiver graasbeheer.

3.2.2.1.2.1 Begrazingsmethode

De begrazingsvorm die wordt toegepast, is **stootbegrazing**. Bij dergelijk type begrazing wordt het begrazingsblok, in casu het dijktraject, op korte tijd afgegraasd waarna een lange onbegraste periode volgt. Tijdens de onbegraste periode kunnen de planten regenereren, tot bloei en zaadsetting komen. Deze methode simuleert begrazing door een kudde met herder, waarbij een grote kudde een korte tijd passeert over een klein oppervlak (Van Uytvanck & De Blust, 2012; Van Uytvanck *et al.*, 2022).

Om deze begrazingsmethode toe te passen wordt de dijk in verschillende compartimenten opgedeeld, waarna de grazers worden ingeschaard in het eerste compartiment. De grazers blijven zolang in dit compartiment tot wanneer de vegetatie is kort gegraasd, pas dan worden ze ingeschaard in het volgende compartiment. Het is van cruciaal belang dat de grazers pas worden uitgeschaard als de volledige vegetatie binnen het compartiment is kort gegraasd (Figuur 39).

3.2.2.1.2.2 Welke grazers?

Graasbeheer kan worden uitgevoerd met verschillende soorten grazers waarvan runderen, paarden en schapen de meest voor de hand liggende zijn. Deze grazers verschillen onderling in habitatgebruik, dieetkeuze, foerageergedrag, enz. wat telkens een andere impact heeft op de vegetatie (Cosyns & Hoffmann, 2004; Grant *et al.*, 1985; Rook *et al.*, 2004; Van Uytvanck *et al.*, 2022).

Om de aanwezige doelvegetatie in stand te houden kunnen zowel schapen als runderen worden gebruikt. Paarden of paardachtigen in het algemeen, worden best niet gebruikt op de dijken omdat ze latrinegedrag vertonen. Zeker als ze worden ingeschaard op kleinere oppervlaktes, zoals een dijktraject, gaan ze telkens op vaste plaatsen hun mest deponeren, de zogenaamde latrines. Deze latrines mijden ze om te grazen. Bijgevolg treedt er lokaal bodemverrijking op wat verrijking in de hand werkt (Cosyns & Hoffmann, 2004), terwijl het met het gevoerde onderhoudsbeheer net de bedoeling is om verrijking tegen te gaan.

Runderen hebben als voordeel dat ze minder selectief zijn en vooral grassen begrazen (Cosyns & Hoffmann, 2004; Rook *et al.*, 2004; van Wieren, 1987). Maar door hun hoger gewicht kunnen ze meer schade toebrengen aan de graszode. Dit is zeker het geval op steilere taluds. Ze maken trapgaten en looppaadjes met bijhorende kleine steilrandjes.

Dergelijke trapgaten, looppaadjes en steilrandjes bieden een ecologische meerwaarde door de ontstane microhabitats en -gradiënten waar verschillende plantensoorten en insecten van profiteren. Zo leveren deze trapgaten, kale looppaadje en steilrandjes kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor plantensoorten in gesloten graslanden (Bullock *et al.*, 1995; Hilligers, 1983). Maar civieltechnisch zijn oneffenheden van gelijk welk aard ongewenst. Op

het dijkwalud zijn deze oneffenheden net die plaatsen waar erosieve krachten zich bij golfoverslag concentreren en kunnen leiden tot dijkfalen (Peeters *et al.*, 2012, 2013). In dit opzicht brengen **schapen** door hun lager gewicht minder schade toe aan de graszode en zijn de trapgaten en looppaadjes kleiner waardoor ze geschikter zijn om dijkwaluds te begrazen (Fliervoet, 1992; Vandevoorde & Ysebaert, 2000b).



Figuur 39 Voorbeeld van een goed begraasde dijk. De schapen zijn pas uitgeschaard als alle vegetatie binnen het compartiment is kort gegraasd (Appels, 23/10/2019).

3.2.2.1.2.3 Begrazingsoppervlaktes, -dichtheden, en -duur

Om stootbegrazing toe te passen wordt de dijk in compartimenten opgedeeld, bijvoorbeeld met verplaatsbare rasters (schrikdraadnet). Het is niet mogelijk om een standaardoppervlakte per compartiment of dijkvak vast te leggen, aangezien dit afhankelijk is van het beschikbaar aantal schapen. Het oppervlak moet zodanig gekozen worden dat de schapen in staat zijn om binnen een termijn van **2-3 weken** het compartiment kort te grazen.

Vervolgens worden de schapen in een ander compartiment ingeschaard en zullen ze pas **na een periode van 2-3 maanden weer in hetzelfde compartiment** worden ingeschaard. In tussentijd hebben de planten voldoende tijd om te regenereren, tot bloei en zaadzetting te komen.

Het is beter kleine oppervlaktes af te bakenen dan grote. Wanneer een te groot oppervlakte wordt afgebakend of te weinig schapen worden ingeschaard, zullen de schapen zich beperken tot het afgrazen van de korte vegetatie en het selectief afvreten van de kruiden. De ruigere stukken en de minder smakelijke, taaie grassen zullen ze links laten liggen. Het gevolg is vervilting en verruiging van de dijk, wat dient vermeden te worden. Dergelijke ervaringen heeft men ook op de dijken langs de Maas in Nederland (Maris, 1999). Het is dus zéér belangrijk om er bij stootbegrazing voor te zorgen dat de dieren als het ware verplicht worden om alle soorten te eten en niet enkel de smakelijkste, en dit binnen een termijn van 2-3 weken. Anders leidt het beheer niet tot de gewenste resultaten.

Het vastleggen van een exacte begrazingsdichtheid is moeilijk. Net als de oppervlakte van het compartiment is ook het aantal dieren niet het belangrijkste. Er moet gewoon gezocht worden naar een evenwicht tussen het begrazingsoppervlakte en het aantal ingeschaarde schapen, zodanig dat het compartiment binnen een termijn van 2-3 weken is kort gegraasd. Als leidraad geven we 5-10 schapen per hectare per jaar.

Hoeveel schapen?

Als richtlijn is gesteld dat de schapen het begrazingscompartiment op 2-3 weken dienen kort te grazen, waarna ze worden uitgeschaard. Pas na 2-3 maanden worden de schapen opnieuw ingeschaard op hetzelfde compartiment.

Hoeveel schapen zijn nodig om een compartiment van bijvoorbeeld 1 hectare kort te grazen in 2-3 weken? Bepalend is enerzijds de beschikbare biomassa per hectare en anderzijds de biomassa die een schaap per dag opneemt.

Een schaap neemt gemiddeld per dag ongeveer 5 kg droge stof op (Artoisenet *et al.*, 1987). De doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland kennen een gemiddelde biomassaproductie van resp. 1910 en 3020 kg droge stof per hectare (zie 2.3.2). Deze biomassa dient door de schapen opgenomen te worden op 2-3 weken tijd.

Voor Type 1 Soortenrijk grasland houdt dit in dat er per dag 91 kg (1910/21 dagen) of 136 kg (1910/14 dagen) droge stof moet opgenomen. Hiervoor zijn 18-27 schapen nodig (18 = 91 kg droge stof gedeeld door 5 kg droge stof per schaap per dag; 27 = 136 kg droge stof gedeeld door 5 kg droge stof per schaap per dag).

Op een gelijkaardige manier kan dit berekend worden voor Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, wat resulteert in 29 schapen (3 weken) en 43 schapen (2 weken).

Let op, deze berekening houdt geen rekening met biomassaproductie in de loop van de 2-3

weken dat er begraasd wordt. Bovendien is bij de berekening per type de gemiddelde biomassa-productie gehanteerd. Op deze biomassa-productie zit veel variatie. Het maximum gemeten in Type 1 was bijvoorbeeld 4400 kg droge stof per hectare, wat een factor 2.3 hoger is dan het gemiddelde. Bijgevolg is het nodige aantal schapen ook een factor 2.3 hoger. Idem in Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland waar het maximum zelfs 5220 kg droge stof per hectare bedroeg.

3.2.2.1.2.4 Begrazingsperiode

Het begin van de begrazingsperiode ligt in maart-april maar is in feite afhankelijk van de grasgroei. Wanneer de weersomstandigheden gunstig zijn, zal de grasgroei vrij vroeg op gang komen en kunnen de schapen vroeg worden ingeschaard (maart). Wanneer dit niet het geval is, wordt best later ingeschaard (april). Hetzelfde geldt voor het einde van de begrazingsperiode. Indien de omstandigheden en de vegetatie het toelaten, kan er tot in oktober of zelfs november worden gegraasd (Vandevoorde & Ysebaert, 2000b).

Telkens moet locatiespecifiek en tijdsafhankelijk de afweging worden gemaakt of de begrazing baat of eerder schaadt. Vanaf het moment dat de grazers schade toebrengen aan de graszode, geïnduceerd door slechte weersomstandigheden, moet de begrazing onmiddellijk worden stopgezet.

In de winterperiode tussen oktober-november en maart-april wordt er niet begraasd om schade aan het dijklichaam te voorkomen.

De doelvegetaties zijn er bij gebaat dat ze niet te hoog de winter ingaan. Anderzijds mag de vegetatie ook niet gemillimeterd de winter aanvatten. Zo is uit golfoverslagproeven gebleken dat een iets hogere vegetatie (> 15 cm) het dijklichaam dakpansgewijs afdekt bij golfoverslag wat een ideale bescherming bleek te zijn voor het dijklichaam (Peeters *et al.*, 2012).





Figuur 40 Ideaal beheerde dijk te Appels met navenant hoge bedekking en een hoge soortendiversiteit. Stootbegrazing met schapen wordt er toegepast, terwijl ook af en toe gehoid wordt (06/05/2008).

3.2.2.1.2.5 Begrazing en haar beperkingen!

Het toepassen van graasbeheer in het algemeen en met schapen in het bijzonder kent een aantal beperkingen. Een aantal voorstellen worden aangereikt om hiermee om te gaan.

3.2.2.1.2.5.1 Beperkingen

- In Vlaanderen hebben we te kampen met een atmosferische stikstofdepositie die de kritische last voor het beoogde graslandtype overschrijdt (zie 3.1.2). Dit houdt in dat mitigerende maatregelen nodig zijn om deze constante input van stikstof weg te werken (Bakker & Berendse, 1999; De Schrijver *et al.*, 2013a). Begrazing schiet hierin te kort omdat de afvoer geringer is dan de aanvoer van stikstof door atmosferische depositie (Bullock *et al.*, 2001; Cosyns & Hoffmann, 2004; Pywell *et al.*, 2007). Om deze aanvoer van stikstof op de dijken af te voeren is de enige geschikte beheervorm maaien met afvoer van het maaisel (De Schrijver *et al.*, 2013a; Van Uytvanck & De Blust, 2012; Zwaenepoel, 2000).
- Schapen kennen een selectief graasgedrag (Cosyns & Hoffmann, 2004; Grant *et al.*, 1985; Rook *et al.*, 2004; Van Uytvanck *et al.*, 2022; van Wieren, 1987). De ervaring leert ons bijvoorbeeld dat de gebruikte schapenrassen grote brandnetel (*Urtica dioica*) niet of slechts in beperkte mate afgrazen (Figuur 41 en Figuur 42). Hierdoor ontstaan vaak situaties waar de grazige vegetatie wel kort wordt gegraasd maar de haarden van grote brandnetel niet. Bijgevolg genieten deze brandnetels een competitief voordeel en kunnen ze zich lateraal sterk uitbreiden.



- Schapen verkiezen eerder korte vegetaties dan lange (Driessen & Geers, 2009). Sibbald & Hooper (2004) geven aan dat schapen een grashoogte verkiezen tussen 7 en 15 cm. Dit geldt evenwel voor gecultiveerde intensieve graslanden. De ervaring leert ons dat schapen, indien ingeschaard in een hoge vegetatie, het volledige perceel doorkruisen op zoek naar hoogwaardige kruiden en daarbij de vegetatie grotendeels platlopen. Hierdoor ontstaat op korte tijd een grotendeels gelegerde vegetatie die ze verder slechts in beperkte mate afgrazen (Figuur 43). Schapen inscharen in een hoge vegetatie mist dan ook zijn doel en is bijgevolg afgeraden.
- Bij begrazingsbeheer op hellingen, zoals dijken, maken de grazers (schapen, koeien) looppaadjes of veepaadjes (Hilligers, 1983). Deze paadjes worden bestendig doordat de grazers er systematisch gebruik van maken. Dergelijke kale veepaadjes en bijhorende steilrandjes bieden een ecologische meerwaarde maar civieltechnisch zijn oneffenheden van gelijk welke aard ongewenst. Dergelijke oneffenheden zijn op het dijktafval net die plaatsen waar erosie krachten zich bij golfoverslag of -overloop concentreren en aanleiding kunnen geven tot dijkkvalen (Peeters *et al.*, 2012, 2013).



Figuur 41 Schapen vertonen op de dijken een selectief graasgedrag waarbij ze grote brandnetel (*Urtica dioica*) niet afgrazen maar de grazige vegetatie errond veelal wel (foto Alexander Van Braeckel 06/09/2004).





Figuur 42 Net begraasde dijk die het selectief graasgedrag van de schapen illustreert. Grote brandnetel (*Urtica dioica*) wordt niet afgegraasd, de grazige vegetatie errond wel. Hierdoor heeft grote brandnetel een competitief voordeel en kan hij vlot uitbreiden. Ook de pollen pitrus (*Juncus effusus*), rechtsonder de dijk, worden niet begraasd (21/04/2017).



Figuur 43 Als schapen worden ingeschaard in een hoge vegetatie vertrappelen ze deze grotendeels met een dicht pakket platgelopen, gelegerd gras tot gevolg dat niet meer wordt afgegraasd (03/06/2009).



3.2.2.1.2.5.2 Oplossingen

We adviseren om **schapen niet in te scharen in een vegetatie die te hoog is uitgegroeid**. Als maat stellen we een maximale vegetatiehoogte van 50 cm voor (kniehoog). Als de vegetatie hoger is uitgegroeid, komt ze niet langer in aanmerking voor begrazing maar wordt overgeschakeld op maaibeheer. Dit maaibeheer gebeurt volgens de richtlijnen zoals aangegeven onder 3.2.2.1.1.

Deze richtlijn voorkomt enerzijds dat de te hoge vegetatie wordt platgelopen door de schapen (i.e. een ongewenst beheer) en anderzijds mitigeert het toegepaste maaibeheer ook de stikstofinput (atmosferische depositie). Dit is zeker het geval indien jaarlijks een ander deel van het dijktraject wordt gemaaid. In plaats van zuiver grasbeheer schakelen we dan over op **hooiweidebeheer** (Van Uytvanck & De Blust, 2012)¹².

De aanwezigheid van haarden van grote brandnetel (*Urtica dioica*) dient men nauwlettend in het oog te houden. Als deze niet worden afgegraasd door de schapen, worden ze pleksgewijs afgemaaid, met afvoer van het maaisel. Als tussenoplossing kunnen deze ook gemaaid worden als het compartiment nog begraasd wordt. Sommige schapenrassen consumeren namelijk grote brandnetels als ze enigszins verdroogd zijn. Indien niet worden ze afgevoerd.

De ontwikkeling van de veepaadjes dient opgevolgd te worden. Indien ze zich te sterk accentueren, worden ze best geslecht of genivelleerd.

3.2.2.1.2.6 Overige richtlijnen grasbeheer

Bijvoederen van de schapen dient absoluut vermeden te worden. Het toedienen van extra voeder (hooi, droogvoer, korrels, bieten, uien, etc.) raden we af om volgende redenen:

- Deze voeders zorgen voor extra input van voedingsstoffen of nutriënten, terwijl het gevoerde beheer net bedoeld is om voedingsstoffen te onttrekken aan het systeem.
- Bijvoederen verandert het graasgedrag van de schapen. Ze gaan rekenen op deze extra voeders en laten de minder smakelijke, taaie, concurrentiële grassoorten die we willen beperken of terugdringen, links liggen waardoor deze kunnen toenemen en domineren, wat ongewenst is.

Bijvoederen om mineralendeficiënties te voorkomen is niet nodig. De kans dat mineralentekort optreedt, lijkt ons eerder klein. Dit komt voornamelijk voor in voedselarme zure systemen zoals heidegebieden en dan vooral bij jaarrondbegrazing (Cosyns & Hoffmann, 2004). Op de dijken wordt stootbegrazing toegepast en dit enkel in het zomerhalfjaar. Mocht er zich toch een mineralentekort voordoen, dan kunnen likstenen worden voorzien.

Overige belendende gebieden zoals schorren, restgronden, opgehoogde terreinen, etc. **worden bij voorkeur niet betrokken in de begrazingscompartimenten op de dijk.**

Kenmerkend bij begrazing is de herverdeling van de voedingsstoffen binnen het begrazingscompartiment. De dieren grazen op de ene plek en deponeren hun mest op een andere plek (Cosyns & Hoffmann, 2004; Dahlin *et al.*, 2005). Indien andere gebieden betrokken worden in het begrazingscompartiment kunnen bijgevolg voedingsstoffen vanuit die gebieden

¹² Via begrazing kunnen wel voedingsstoffen onttrokken worden als er met nachtwoedes wordt gewerkt. Bij dit systeem grazen de schapen enkel overdag op de dijk en worden ze 's avonds uitgeschaard en ondergebracht op een nachtwoede. Omdat ze daar een groot deel van hun mest deponeren worden voedingsstoffen aan het systeem onttrokken.

verplaatst worden naar de dijken. Onrechtstreeks kan het betrekken van andere, belendende gebieden in de dijkenbegrazing leiden tot aanrijking van de dijken, wat ongewenst is.

Distels, een stekelige problematiek!

Artikel 43 van het koninklijk besluit van 19 november 1987 (Belgisch Staatsblad 8 januari 1988) betreffende de bestrijding van voor planten en plantaardige producten schadelijke organismen bepaalt dat iedere verantwoordelijke eigenaar, gebruiker, huurder, enz. verplicht is bloei, zaadsetting en uitzaaien van 4 distelsoorten te beletten. Het betreft de volgende soorten: akkerdistel (*Cirsium arvense*) (Figuur 44), speerdistel (*Cirsium vulgare*), kruldistel (*Carduus crispus*) en kale jonker (*Cirsium palustre*). Voor kale jonker kan een afwijking van de verdelgingsplicht worden toegestaan in natuurgebieden met wetenschappelijke waarde of in natuureservaten.

De laatste jaren zijn evenwel vragen gerezen over de geldigheid van dit koninklijk besluit. Zo oordeelde de Raad van State dat er voor dit besluit geen rechtsgrond is (arrest 09/03/2017). Ten gevolge van dit arrest van de Raad van State wordt de algemene distelbestrijding niet meer toegepast (www.natuurenbos.be/beleid-wetgeving/overlast-schade/overlast-schade-door-andere-soorten, d.d. 01/02/2022).

Ecologie en beheerstrategie

Akkerdistel is de enige van dit viertal die kan woekeren en grote distelhaarden kan vormen. Ze beschikt over ondergrondse wortelstokken, waarmee ze zich vegetatief kan uitbreiden. De 3 andere soorten hebben een bladrozet met penwortel (Weeda *et al.*, 1991). De enige soort die dus problematische vormen kan aannemen, is akkerdistel.

Akkerdistel is een pionierssoort die gebruik maakt van open plekken in de vegetatie of van verstoorde bodems om zich te vestigen. Eenmaal gevestigd, is het een bijzonder competitieve soort die zich vooral vegetatief via zijn wortelstokken uitbreidt. Bovendien is het een soort met een brede ecologische amplitude, maar met een voorkeur voor voedselrijke tot matig voedselrijke, vochtige tot droge bodems. Sterke beschaduwing, droogte of voedselarme bodems verdraagt de soort minder (Decler & Leten, 1997; Weeda *et al.*, 1991).

Het bestrijden van akkerdistels zonder gebruik te maken van herbiciden is geen sinecure en heeft zelfs vaak een averechts effect. Daarom moet in de eerste plaats ingezet worden op preventie. De vestiging van akkerdistel kan vermeden worden door het voorkomen van open plekken in de graszode of het verstoren of omwoelen van de bodem. Bodemverstoring of open plekken in de vegetatie kunnen ontstaan door fout afgestelde maaimachines, via rijsporen of door maaisel te laten liggen. Onderliggende vegetatie sterft af en de resulterende open, kale, voedselrijke bodem, is een ideaal kiembed voor akkerdistel.

Als akkerdistel zich heeft gevestigd, moet beheer gericht zijn op het ontwikkelen of behouden van een gesloten graszode én op het ongeschikt maken van de standplaats. Gezien akkerdistel voedselrijke standplaatsen prefereert, moet ingezet worden op het systematisch verarmen van de bodem (Decler & Leten, 1997; Vandevoorde & Ysebaert, 2000a, 2000b).





Figuur 44 Door schapen aangevreten akkerdistel (*Cirsium arvense*) met lichtpaarse bloemen. In sommige bloemhoofdjes ontwikkelen zich reeds de vruchten met typische haarkroontjes (22/07/2016).

Distels op de dijken

De 4 distelsoorten komen voor op de dijken. Akkerdistel is de meest courante. Kruldistel, speerdistel en zeker kale jonker komen veel minder voor. Akkerdistel komt voor in alle onderzochte vegetatietypes, van soortenrijke graslanden (Type 1) tot brandnetelruigtes (Type 5). Meestal komt akkerdistel in lage hoeveelheden voor, met uitzondering van Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte waar de bedekkingen kunnen oplopen tot 20% (Vandevoorde *et al.*, in prep.).

Beheervoorstel

Het reguliere omvormings- en onderhoudsbeheer zullen meestal volstaan om aan de 'wettelijke verplichtingen' te voldoen, waardoor gerichte bestrijding van akkerdistel niet nodig is.

Bij Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte wordt omvormingsbeheer met vroeg maaien voorgesteld (zie 3.2.3.1). Dit voorkomt het bloeien en tot zaadzetting komen van de akkerdistels. Bovendien verarmt de bodem waardoor de standplaats geleidelijk minder geschikt wordt voor akkerdistel.

Het voorgestelde onderhoudsbeheer om de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland in stand te houden, is mogelijk onvoldoende om bloei en zaadzetting te voorkomen. Maar gezien akkerdistel slechts in geringe hoeveelheden voorkomt in deze types, kan dit niet als problematisch worden beschouwd. Ook zal dit onderhoudsbeheer (maaibeheer) leiden tot een verdere verlaging van de voedselrijkdom van de standplaats waardoor deze systematisch minder geschikt is voor akkerdistel.

Indien distelhaarden toch problematisch worden, kunnen ze alsnog gericht bestreden



worden. Hiervoor kan de code van goed nabuurschap worden toegepast, waarbij excessieve distelhaarden op minder dan 20 tot 40 meter van landbouwpercelen worden aangepakt. Deze afstand is gekozen omdat het overgrote deel van de zaden valt binnen de 20 tot 40 meter van de distelhaard. Als bestrijdingsmaatregel adviseren we pleksgewijs maaibeheer met afvoer van het maaisel. Dit zal niet leiden tot het direct verdwijnen van akkerdistel maar zaadzetting kan wel gelimiteerd worden. Hou er evenwel rekening mee dat op voor akkerdistel gunstige standplaatsen het maaien zorgt voor een sterke vegetatieve vermenigvuldiging (Decler & Leten, 1997).

Distels, een ecologische meerwaarde

Distels bieden echter een ecologische meerwaarde. Ze vormen een voedselbron voor tal van nectaretende insecten. Zo foerageren 34 soorten dagvlinders frequent op distelbloemen en voor 17 dagvlindersoorten vormen distels zelfs de hoofdbron van voedsel (Tax, 1989). Ook tal van andere insectengroepen (kevers, zweefvliegen, vliesvleugeligen, mineervliegen, boorvliegen, wantsen, enz.) zijn rechtstreeks of onrechtstreeks geassocieerd met distels (Decler & Leten, 1997).

3.2.2.2 Onderhoud bomen/struiken

3.2.2.2.1 Hakhoutbeheer

Het onderhoudsbeheer van bomen en struiken is vooral van toepassing op bomen en struiken op de rivierzijde en op de teen van de dijk.

Net als muren, bebouwingen, sluizen, pijpleidingen, enz. worden bomen en struiken op of nabij waterkeringen als niet-waterkerende objecten¹³ beschouwd (STOWA, 2001; VTV, 2007). De aanwezigheid van dergelijke niet-waterkerende objecten brengt een aantal risico's met zich mee die door VTV (2007) en STOWA (2001) worden opgesomd:

- Verstoring grond- of dijklichaam: bij het omvallen of ontwortelen van een boom ontstaat een ontgrondingskuil wat een sterk versturende en destabiliserende impact heeft op het dijklichaam. De ontstane kale toplaag is gevoelig voor erosie bij neerslag en/of overspoeling met oppervlaktewater.
- Externe belasting: windbelasting via een boom is een extra belasting op het dijklichaam en kan de stabiliteit ongunstig beïnvloeden.
- Impact grondwater: grondwaterstromingen kunnen worden afgeleid en zich concentreren ter hoogte van boomwortels wat tot interne erosieverschijnselen zoals piping¹⁴ kan leiden. Een ontgrondingskuil van een omgevallen boom kan bovendien een in- of uittredepunt vormen voor piping (zie ook impact oppervlaktewater).

¹³ Binnen het civieltechnisch jargon worden onder niet-waterkerende objecten (NWO) alle objecten verstaan die kunnen voorkomen op of in waterkeringen of dijken maar die geen functioneel deel uitmaken van de waterkering. Voorbeelden van niet-waterkerende objecten zijn leidingen, kabels, trappen, woningen, bomen, steigers, enz. (VTV, 2007).

¹⁴ Verschijnsel waarbij in een dijk een holle pijpvormige ruimte ontstaat door erosie ten gevolge geconcentreerde stroming van grondwater (naar VTV, 2007).

- Impact oppervlaktewater: oppervlaktewaterstromingen kunnen zich concentreren ter hoogte van boomstammen en tot erosie leiden (Peeters *et al.*, 2012)¹⁵. Een ontgrondingskuil van een omgevallen boom of struik kan een intredepunt zijn waar oppervlaktewater in de dijk kan stromen en aanleiding kan geven tot piping.
- Zetting: indien de ondergrond en het niet-waterkerend object (boom(wortel)) zich met verschillende snelheid zetten kan er een holte ontstaan onder het niet-waterkerend object. Deze holte kan de grondwaterstromingen in het dijklichaam wijzigen en tot interne erosieverschijnselen leiden zoals piping.
- Beperking van beheer en onderhoud: de aanwezigheid van bomen en struiken kan de inspecteerbaarheid (fysieke en visuele belemmering) bemoeilijken, zo ook het onderhouds- of omvormingsbeheer.
- Verondersteld wordt dat afstervende boomwortels holtes achterlaten. In deze holtes kunnen geconcentreerde grondwaterstromingen aanleiding geven tot interne erosieverschijnselen (piping). Hieromtrent is evenwel nog geen zekerheid. Boom- en bosecologische kennis doen vermoeden dat deze holtes vrij snel door biologische bodemactiviteit worden gevuld (STOWA, 2001).

Uit bovenstaande opsomming blijkt dat vele van de risico's zich voordoen als bomen of struiken omvallen of omwaaien en er ontgrondingskuilen ontstaan. VTV (2007) geeft aan dat de kans op ontworteling door windworp bij lage bomen (kleiner dan 5 m) evenwel verwaarloosbaar klein is.

Het onderhoudsbeheer van bomen en struiken is er dan ook op gericht om de kans tot **windworp of omvallen te minimaliseren**. Dit kan **door hakhoutbeheer** toe te passen. Door op gezette tijden de stammen te kappen zullen zich meerstammige bomen of struiken (i.e. hakhout) vormen met geringe hoogte-ontwikkeling waardoor de kans op windworp sterk wordt gereduceerd.

Indien de huidige houtige gewassen reeds als hakhout worden beheerd, kan dit beheer gewoon worden verdergezet. Indien het momenteel nog eenstammige bomen zijn, is een overgangsbeheer nodig waarbij de eenstammige bomen worden omgezet in meerstammig hakhout. Toch zouden we aandacht willen vragen om individuele of in rijen staande monumentale bomen niet onmiddellijk om te zetten naar hakhout maar deze eerst te beoordelen volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA, 2001) (zie 9). Deze beoordelingsmethode is ook opgenomen in VTV (2007). Naast het veiligheidsaspect wat prioritair blijft, wordt bij deze toetsingsmethode ook rekening gehouden met niet-materiële en niet-technische aspecten zoals de landschapswaarde, cultuurhistorische en natuurwaarde van de boom (zogenaamde LNC-waarden). Ook de impact van de boom op het onderhoud, het beheer en de controleerbaarheid worden meegenomen (STOWA, 2001; VTV, 2007).

¹⁵ Simulaties van overstromingen door middel van overloopproeven toonden dat er erosie optrad ter hoogte van een boom op de teen van de dijk maar deze erosie bleef relatief beperkt en breidde zich traag uit (Depreiter *et al.*, 2022).

3.2.2.2 Kapcyclus en fasering

Hakhoutbeheer betekent het periodiek of cyclisch dicht bij de grond kappen van meerstammige bomen en struiken. We stellen een variabele retourperiode of kapcyclus voor, met name een **6-jaarlijkse kapcyclus voor zachthoutsoorten** (wilg, populier) en een **12-jaarlijkse kapcyclus voor hardhoutsoorten** (es, esdoorn, eik) (Tabel 5).

Standaard wordt voor hakhout vaak een kapcyclus van 8-16 jaar aangehouden (Van Uytvanck & De Blust, 2012), al is een kapcyclus van 10-12 jaar ideaal (Jansen & Kuiper, 2001). Bepalend zijn: de houtsoort, het doel en ook praktische beheeraspecten. Gezien het de bedoeling is om de bomen/struiken lager te houden dan 5 meter, dienen snelgroeiende zachthoutsoorten zoals wilg en populier frequenter te worden gekapt dan traaggroeiende hardhoutsoorten, vandaar het voorstel om de zachthoutsoorten 6-jaarlijks te kappen en de hardhoutsoorten 12-jaarlijks.

Jansen & Kuiper (2001) geven aan dat voor gewone es (*Fraxinus excelsior*) een kapcyclus van 5-7 jaar ecologisch optimaal is. Voor zwarte els (*Alnus glutinosa*) is een kapcyclus van 6-10 jaar dan weer beter en voor eik (*Quercus*) zelfs 10-15 jaar. Voor veel soorten zoals gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), een veelvuldig voorkomende soort, is de ecologisch ideale kapcyclus evenwel niet gekend. Een kapcyclus van 12 jaar voor de hardhoutsoorten en van 6 jaar voor de zachthoutsoorten zien we dan ook als de meest geschikte tussenoplossing.

De 6-jaarlijkse kapcyclus van de bomen en struiken loopt bovendien gelijk met de maaicyclus van riet en ruigte (Type 6 Rietvegetatie, Type 8 Variabele ruigte), waarmee bomen en struiken vaak samen voorkomen. Voorafgaand aan het hakhoutbeheer kan dan het onderhoudsbeheer van riet en ruigte worden uitgevoerd (zie 3.2.2.3).

We stellen voor om niet enkel te variëren in de kapcyclus maar eveneens in de ruimte en dit door te faseren. Door gefaseerd te kappen in plaats van grote oppervlaktes in een tijd, ontstaan meer gradiënten en blijft habitat behouden voor entomofauna, vogels en flora-elementen.

Tabel 5 Verdeling van de meest voorkomende bomen en struiken over zachthout of hardhout¹⁶.

Categorie	Voorbeelden soorten
Zachthout	grauwe wilg (<i>Salix cinerea</i>), boswilg (<i>Salix caprea</i>), schietwilg (<i>Salix alba</i>), bindwilg (<i>Salix x rubens</i>), Duitse dot (<i>Salix dasyclados</i>), <i>Salix x mollissima</i> , Canadapopulier (<i>Populus x canadensis</i>), ratelpopulier (<i>Populus tremula</i>), katwilg (<i>Salix viminalis</i>)
Hardhout	gewone es (<i>Fraxinus excelsior</i>), gewone esdoorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>), gewone vlier (<i>Sambucus nigra</i>), hazelaar (<i>Corylus avellana</i>), okkernoot (<i>Juglans regia</i>), eenstijlige meidoorn (<i>Crataegus monogyna</i>), zomereik (<i>Quercus robur</i>), zwarte els (<i>Alnus glutinosa</i>), berk (<i>Betula</i>), iep (<i>Ulmus</i>), roos (<i>Rosa</i>), kers (<i>Prunus</i>), rode kornoelje (<i>Cornus sanguinea</i>), linde (<i>Tilia</i>)

In Figuur 45 wordt een voorstel tot kaptabel gegeven waarin de 6- en 12-jaarlijkse cyclus en de ruimtelijke fasering zijn vervat. Een dijktraject van 1200 meter wordt in 6 vakken van 200

¹⁶ De indeling in zacht- en hardhoutsoorten is van louter praktische aard en betreft geen systematische indeling.



meter¹⁷ verdeeld. Hierbij wordt geen rekening gehouden met het al dan niet aanwezig zijn van bomen en struiken. De komende 6 jaar wordt telkens 1 vak integraal gekapt (1e cyclus) (vak 1 in 1e jaar, vak 2 in 2e jaar, enz.). Deze vakken worden herhaald in de 2e cyclus maar enkel het zacht hout (wilg, populier) wordt dan gekapt, het hardhout (es, esdoorn, eik, enz.) wordt in deze 2e cyclus ontzien. Tijdens de 3e cyclus wordt ieder vak opnieuw volledig gekapt, zowel zacht- als hardhout.

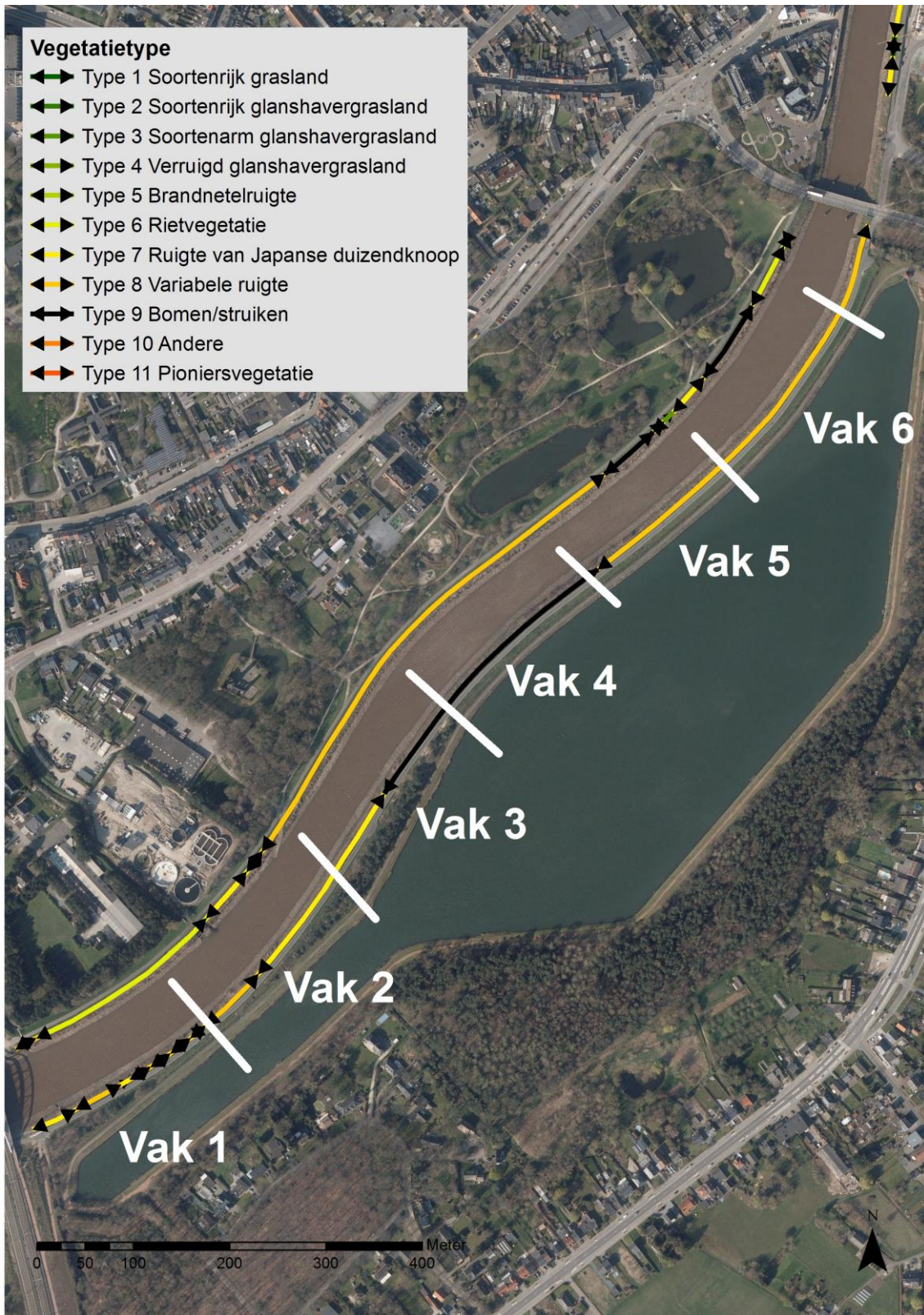
Een indicatieve lijst van zacht hout- en hardhoutsoorten is gegeven in Tabel 5. Deze lijst is niet-limitatief maar bevat de meest voorkomende houtige soorten die aangetroffen zijn tijdens de dijkkartering van het Schelde-estuarium.

		Vak1	Vak2	Vak3	Vak4	Vak5	Vak6	
		200 m	200 m	200 m	200 m	200 m	200 m	
1e cyclus	zacht hout	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5	kappen
	hardhout	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5	
2e cyclus	zacht hout	t+6	t+7	t+8	t+9	t+10	t+11	niet kappen
	hardhout	t+6	t+7	t+8	t+9	t+10	t+11	
3e cyclus	zacht hout	t+12	t+13	t+14	t+15	t+16	t+17	kappen
	hardhout	t+12	t+13	t+14	t+15	t+16	t+17	

Figuur 45 Voorstel van kaptabel met omlopperperiode van 6 jaar voor zacht hout en 12 jaar voor hardhout voor een dijktraject van 1200 m dat verdeeld wordt in vakken van 200 m (t = jaar 1, t+1 = jaar 2, enz.).

¹⁷ In het dijkbeheervoorstel voor de Zeeschelde, Durme en Rupel (Vandevoorde *et al.*, 2019) is een vakgrootte van 250 m geadviseerd. Deze grootte is aangepast naar 200 m conform Visie beheer van houtige vegetatie langs (water)wegen - Beleidsdomein Mobiliteit en Openbare Werken (versie 15.10.21).





Figuur 46 Voorbeeld van een dijktraject langs de Grote Nete te Duffel. 1200 meter is in 6 vakken van 200 meter verdeeld. In jaar 1 worden alle houtige gewassen in vak 1 gekapt, in jaar 2 in vak 2, enz. In jaar 7 worden in vak 1 enkel de zachthoutsoorten (wilg, populier) gekapt en in jaar 13 wordt in vak 1 opnieuw alles gekapt.

3.2.2.2.3 Kapperperiode

Hakhoutbeheer gebeurt best **buiten het groeiseizoen**, vanaf het moment dat de bladeren afgevallen zijn tot wanneer de sapstroom in het voorjaar opnieuw op gang komt. Als reactie op kappen in deze periode zullen de bomen in het volgende groeiseizoen vlotst nieuwe scheuten vormen uit slapende knoppen of adventiefknoppen (Joye *et al.*, 2008).

In de praktijk betekent dit de periode tussen half november en maart/april, al duurt tegenwoordig de groeiperiode in het najaar langer en begint ze vroeger in het voorjaar als gevolg van klimaatverandering. Bij kappen tussen half februari en begin april is de kans kleinst dat de stobben of hakhoutstoven vorstschade oplopen (Jansen & Kuiper, 2001), al zijn gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en okkernoot (*Juglans regia*) hierop de uitzondering. Deze verdragen kappen na nieuwjaar minder goed.

Om conflicten met broedvogels te minimaliseren wordt best niet meer gekapt na 15 maart. Het overgrote deel van de broedvogels doorloopt namelijk zijn broedcyclus tussen 15 maart en 15 juli, al zijn er ook soorten die vroeger nestelen (zwarte kraai, spechten, mezen, uilen). Voorafgaand aan het kappen is controle op aanwezige nesten sowieso steeds aangewezen. Ook met de eventuele aanwezigheid van vleermuizen wordt best rekening gehouden (zie 3.2.3.2).

Hakhoutbeheer uitvoeren bij vorst of aangekondigde strenge vorst is eveneens niet aangewezen. De kans op vorstschade aan de stobben of hakhoutstoven is dan veel te groot. Ook als in het voorjaar de sapstroom op gang komt en de knoppen beginnen te zwellen, is het niet aangewezen om nog te kappen.

De meest ideale periode om het hakhoutbeheer uit te voeren ligt dus tussen **15 november en 15 maart** of na het vallen van de bladeren en voor het zwellen van de knoppen.

3.2.2.2.4 Werkwijze

Voor een uitgebreide beschrijving van de praktische uitvoering verwijzen we naar het Technisch Vademecum Bomen (Joye *et al.*, 2008) en naar Jansen & Kuiper (2001). Niet enkel de kapperperiode maar ook de manier waarop het hakhoutbeheer wordt uitgevoerd, bepaalt in belangrijke mate het succes¹⁸.

We geven alvast enkele tips mee waarmee rekening kan gehouden worden:

- Bij hakhoutbeheer worden de takken afgezaagd tot aan de stobbe, knot of hakhoutstoof (Figuur 47). De stobbe of knot worden hierbij nooit in model gezaagd of beschadigd.
- De meeste slapende knoppen waaruit nieuwe takken zullen spruiten bevinden zich in het onderste deel van de tak. Vandaar dat het best is om de stammen niet tot de takkraag af te zagen maar ca. 5-10 cm erboven. Dit verhoogt de kans aanzienlijk dat ze terug uitlopen.
- Gebruik aangepast materiaal bij het afzagen van de stammen zodat een glad snijvlak wordt bekomen waar het water vlot afloopt. Pneumatische knijpers en klepelmaaiers

¹⁸ Het hakhoutbeheer dient zodanig te zijn dat het hakhout vitaal blijft. Bij afsterven van hakhoutstoven zullen de wortelstronken en wortels weggroten waardoor laagtes of onstabiele zones ontstaan in het dijklichaam wat civieltechnisch niet gewenst is (zie 3.2.3.2).

zijn ongeschikt (Figuur 48, Figuur 49). Nieuwe technieken voor hakhoutbeheer zijn evenwel in ontwikkeling zoals bijvoorbeeld multistem velkopen (Jansen, 2016).

- Om inscheuren te voorkomen kunnen dikkere takken eerst tot op een stomp en pas nadien op ideale hoogte worden afgezaagd.
- Eén of twee jaar na het afzetten kan de nieuwe kroon uitgedund worden door het aantal scheuten weg te snoeien tot 6 à 12, afhankelijk van de grootte van de hakhoutstoof.
- Zowel het stam- als takhout worden afgevoerd. Indien het takhout ter plaatse wordt verhakseld, is het aangewezen om de houtsnippers af te voeren. Onder deze snippers sterft de vegetatie namelijk af waardoor kale plekken ontstaan wat ongewenst is. Bovendien zorgt dit lokaal voor een nutriëntenaanrijking van de bodem, terwijl het beheer gericht is op een verlaging van de bodemnutriënten.

Het voorgestelde hakhoutbeheer leent zich tot zowel het gebruik van het geoogste stamhout als van het takhout. Bij voorkeur wordt het hout gerecycleerd voor materialen (hout-, papier- en plaatmateriaalproductie, isolatie, compost, enz.) of secundair kan het gebruikt worden als energiebron (www.ecopedia.be/houtige-biomassa/tools-voor-terreinbeheerders; Bervoets, 2008; Cosyns & De Keersmaeker, 2015).



Figuur 47 Optimaal uitgevoerd hakhoutbeheer (27/04/2021).



Figuur 48 Veel uitgescheurde takken en schade aan de stobbe of hakhoutstoot bij ongunstig hakhoutbeheer (30/03/2018).



Figuur 49 Ongunstig of slecht hakhoutbeheer kan zorgen voor ernstige schade aan de stobbe of stoot waardoor deze kan afsterven (30/03/2018).

3.2.2.3 Onderhoud riet/ruigte

Rietvegetaties (Type 6) en of variabele ruigtes (Type 8) die aangetroffen zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk, kunnen behouden worden door het toepassen van **cyclisch maaibeheer**. Daarbij wordt eens om de 5 à 10 jaar gemaaid, met afvoer van het maaisel en aanwezig strooisel (De Becker, 2004). Sommige auteurs adviseren eerder een maaibeurt om de 2 à 5 jaar (Boeye *et al.*, 2004; Van Uytvanck & De Blust, 2012).



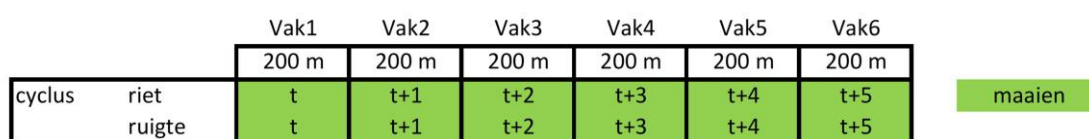
Om zuivere rietvegetaties (Type 6) te behouden is wintermaaien aangewezen (Boeye *et al.*, 2004; Gryseels, 1989a). Ruigtes (Type 8) daarentegen kennen een hoog aandeel zomerbloeiers waardoor maaien in de nazomer (eind augustus tot half oktober) eerder optimaal is (Van Uytvanck & De Blust, 2012).

De maaifrequentie of de omlooperperiode waarmee de rietvegetaties (Type 6) en variabele ruigtes (Type 8) worden beheerd stemmen we af op de omlooperperiode van het hakhoutbeheer (zachthout) (zie 3.2.2.2). Dit betekent dat de rietvegetaties en variabele ruigtes **om de 6 jaar** worden gemaaid, telkens met afvoer van het maaisel, en dit in de dijkvakken waar hakhoutbeheer gepland is.

Het maaitijdstip waarop zowel de rietvegetaties (Type 6) als variabele ruigtes (Type 8) worden beheerd, laten we samenlopen met het onderhoudsbeheer van de kruidige vegetatie (maaibeheer, tweede maaibeurt) (zie 3.2.2.1.1). Dit houdt in dat **vanaf midden september** de rietvegetaties en variabele ruigtes worden gemaaid.

Deze rietvegetaties en variabele ruigtes hebben een belangrijke ornithologische en entomologische waarde. Door laat in het seizoen te maaien wordt hieraan tegemoet gekomen, alsook door gefaseerd te maaien. In Figuur 50 wordt een beheerschema voorgesteld waarbij telkens in blokken of dijkvakken van 200 meter wordt gewerkt. Jaar na jaar wordt telkens de volgende 200 meter gemaaid, om in het 7e jaar opnieuw het eerste dijkvak te beheren. We raden aan om de vakken te laten overeenkomen met de vakken waar hakhoutbeheer wordt toegepast (zie 3.2.2.2).

Andere richtlijnen omtrent maaihogte, machines en **afvoer van het maaisel** zijn gelijk aan het onderhoudsbeheer van kruidige vegetaties (maaibeheer) (zie 3.2.2.1.1).



Figuur 50 Schema voor het cyclisch maaibeheer van de rietvegetaties (Type 6) en variabele ruigtes (Type 8). Dit maaibeheer wordt gefaseerd in vakken van 200 m die om de 6 jaar worden beheerd (t = jaar 1, t+1 = jaar 2, enz.).

3.2.3 Omvormingsbeheer

3.2.3.1 Omvorming kruidige vegetatie

Indien Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, Type 4 Verruigd glanshavergrasland, Type 5 Brandnetelruigte of Type 11 Pioniersvegetatie aanwezig is, dient een omvormingsbeheer te worden toegepast zodat de doelvegetatie Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland zich op termijn ontwikkelt. Ook variabele ruigtes (Type 8) op de kruin en landzijde van de dijk, worden via dit omvormingsbeheer omgezet (Tabel 2 en Tabel 3).

De enige beheervorm om hiertoe te komen is **maaibeheer**. Het afmaaien van de bovengrondse vegetatie én het **afvoeren van het maaisel** heeft een verschalend effect. Planten nemen voedingsstoffen zoals stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) op uit de bodem. Door deze afgemaaide planten af te voeren worden ook deze voedingsstoffen afgevoerd. Op termijn daalt de hoeveelheid voedingsstoffen in de bodem en bijgevolg ook de productiviteit van de vegetatie, wat de ontwikkeling van de doelvegetaties in de hand werkt (zie 3.1).



Bij maaibeheer met afvoer van het maaisel worden trouwens niet enkel voedingsstoffen afgevoerd maar worden ook de concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten beïnvloed (Van Uytvanck & De Blust, 2012; Zwaenepoel, 2000).

Om dergelijke vegetaties om te vormen is een **maaifrequentie** van minstens **tweemaal per jaar** aangewezen. Een eerste maal wordt gemaaid **vanaf half mei**, een tweede maal **vanaf half augustus**.

Ten gevolge klimaatverandering is de groeiperiode van de graslanden de laatste jaren geregeld verlengd, tot zelfs eind oktober (Hossain & Li, 2020; Liu *et al.*, 2016; Menzel & Fabian, 1999). Omdat deze graslanden best kort de winter ingaan gaan, valt het te overwegen om een derde maaibeurt uit te voeren in de periode midden september-oktober (De Becker *et al.*, 2022). Dit werkt verschraling en een daling van de biomassa-productie in de hand en de graslanden gaan optimaal de winter in. Bij later maaien bestaat echter wel het risico dat het natter is en bijgevolg de kans op zode- en bodemschade groter is. (zie 3.2.2.1.1.1).

Type 4 Verruigd glanshavergrasland en zeker Type 5 Brandnetelruigte kunnen zelfs al vanaf 1 mei worden gemaaid, dit verlaagt de kans op maaislactoffers (zie kadertekst Wat met ruigte- en rietvogels?).

Andere richtlijnen omtrent maaihogte, machines en afvoer van het maaisel zijn dezelfde als aan het onderhoudsbeheer van kruidige vegetaties (maaibeheer) (zie 3.2.2.1.1).

3.2.3.2 Omvorming bomen/struiken

Omvorming van bomen en struiken is van toepassing voor bomen en struiken op de kruin (landzijde en rivierzijde) en landzijde van de dijk. Deze omvorming van bomen en struiken houdt het kappen of blijvend verwijderen van deze houtige gewassen in (Tabel 2 en Tabel 3).

Het afzagen van de bovengrondse delen wordt best gecombineerd met uitfrezes of zelfs verwijderen van de wortelstronken. Anders is de kans groot dat ze opnieuw uitschieten of weggroten. Bij het weggroten van de wortelstronken ontstaan laagtes of onstabiele zones in het dijklichaam. Na inzaaien van de kale bodem op de dijk volgt een aangepast ontwikkelingsbeheer zodat de doelvegetatie zich kan ontwikkelen (zie 7.1).

Om conflicten met broedvogels te voorkomen wordt best niet gekapt tussen 15 maart en 15 juli. De meeste broedvogels hebben hun broedcyclus tussen deze datums. Bij sommige soorten begint deze evenwel eerder (zwarte kraai, spechten, mezen, uilen) of later (boomvalk, wespandief, houtduif), vandaar dat voor het kappen controle op aanwezige nesten steeds aangewezen is.

Het kappen van bomen kan ook een probleem vormen voor vleermuizen die bomen gebruiken als slaap-, paar- of overwinteringsplaats of er kraamkolonies in hebben (alle vleermuissoorten staan op de Bijlage 2 en/of 4 van de Europese Habitatrichtlijn). Dit is zeker het geval wanneer zich holtes of spleten in de bomen bevinden of ze gebarsten of losgekomen schors hebben, want daar maken de vleermuizen gebruik van. Om risico's tot verstoring te minimaliseren worden kappingen van dergelijke bomen best uitgevoerd buiten de periode waarin de kraamkolonies in boomholtes of -spleten verblijven (mei-juli) en idealiter ook buiten de overwinteringsperiode (november-maart). De minst ongunstige periode om kapwerken te verrichten aan bomen die mogelijk door vleermuizen gebruikt worden is tussen half september en half oktober (of half oktober-half november als de bomen gebruikt worden als paarplaats) (Herr, 2015). Om de eventuele aanwezigheid van vleermuizen vast te stellen kunnen specialisten aangesteld worden.



Vooraleer individuele of in rijen staande monumentale bomen worden gekapt, kunnen deze beoordeeld worden volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA, 2001) (zie 9). Naast het veiligheidsaspect wat prioritair blijft, houdt deze toetsingsmethode ook rekening met niet-materiële en niet-technische aspecten van bomen zoals de landschapswaarde, cultuurhistorische en natuurwaarde (zogenaamde LNC-waarden). Ook de impact van de boom op het onderhoud, het beheer en de controleerbaarheid van de dijk wordt meegenomen (STOWA, 2001; VTV, 2007) (zie 2.5 en 3.2.2.1). De toetsingsmethode van STOWA (2001), waarop de alternatieve toetsingsmethode 2.0 gebaseerd is, is ook overgenomen in VTV (2007).

3.2.3.3 Omvorming riet

Type 6 Rietvegetaties, met de naamgevende soort riet (*Phragmites australis*) als aspectbepalende soort, op de kruin (landzijde en rivierzijde) en landzijde van de dijk worden omgevormd tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (Tabel 2 en Tabel 3).

Deze omvorming gebeurt best door **maaibeheer met afvoer van het maaisel** toe te passen. De snelste manier om rietvegetaties om te vormen is dit maaien in de zomerperiode (Gryseels, 1989b; Hermy *et al.*, 2004). Door riet in het volle groeiseizoen te maaien krijgt het niet de kans om voedings- of reservestoffen te alloceren naar de wortelstokken. Hierdoor geraken deze wortelstokken geleidelijk uitgeput, wat zich vertaalt in verminderde boven- en ondergrondse groei (Asaeda *et al.*, 2006). In de vroege zomer (juni-juli) bereikt riet zijn maximale groei. Een maaibeurt in deze periode heeft het grootste effect. Maar in deze periode dreigt er een conflict te ontstaan met broedvogels die nestelen in deze rietvegetaties (zie kadertekst Wat met ruigte- en rietvogels?).

Ten gunste van deze broedvogels adviseren we daarom om rietvegetaties pas in de late zomer te **maaien, vanaf half augustus**. Deze beheerperiode spoort samen met de tweede maaiperiode voor de omvorming van kruidige vegetaties (zie 3.2.3.1). Tijdens de **eerste maaiperiode (mei-juni) worden de rietvegetaties onaangerd gelaten**, ook een bufferstrook van minstens 2 meter grenzend aan de rietvegetatie wordt niet gemaaid (zie 3.2.1).

Deze latere maaidatum zal het uitputtingsproces vertragen, maar voorkomt conflicten met broedvogels. Na deze maaibeurt zal er hergroei zijn van het riet maar dit zal tegen het volgende voorjaar niet langer de hoogte en dichtheden bereiken die broedvogels prefereren (Anselin & Mertens, 2014). Door deze beheerstrategie te volgen, zal het riet geleidelijk aan verminderen op de kruin en landzijde van de dijken en ongeschikt worden voor broedvogels. We streven ernaar dat deze broedvogels zich verplaatsen naar de belendende schorren en binnendijkse gebieden.

Wat met ruigte- en rietvogels?

Verschillende vogelsoorten gebruiken de ruigtes en rietvegetaties op de dijken om te nestelen. Typische voorbeelden zijn wilde eend, krakeend, blauwborst, bosrietzanger, grasmus, tjiftjaf, enz. Deze maken hun nest op de grond of laag in de (ruigte)vegetatie.

Rietvegetaties (Type 6) en ruigtes (Type 5 Brandnetelruigte, Type 8 Variabele ruigte) zijn niet gewenst op de kruin en landzijde van de dijk en worden omgevormd naar de doelvegetaties. Voor de ruigtes (Type 5, Type 8) bestaat dit omvormingsbeheer uit een eerste maaibeurt met afvoer van het maaisel vanaf 15 mei, of zelf vroeger vanaf 1 mei. Een tweede maaibeurt is voorzien vanaf half augustus (zie 3.2.3.1). De omvorming van riet (Type 6) gebeurt door een

maaibeurt vanaf half augustus (zie 3.2.3.3). Dit beheer moet op termijn leiden tot de ontwikkeling van de doelvegetatie.

Door te maaien in deze periode dreigt er evenwel een conflict te ontstaan met broedvogels, in het bijzonder met blauwborst en bosrietzanger.

De gemiddelde aankomstdatum (2010) van blauwborst ligt op 1 april (Driessens, 2011), terwijl qua nestlocatie blauwborst een voorkeur heeft voor (verruigd) riet (Vermeersch *et al.*, 2020). Door **bij de eerste maaibeurt het riet nooit te maaien, net als een bufferstrook van minstens 2 meter** ten opzichte van riet, wordt de kans dat een nest wordt uitgemaaid evenwel geminimaliseerd (zie 3.2.1).

Bosrietzanger verkiest ruigtes en rietruigtes om te nestelen (Anselin, 2004). Door ruigtes (Type 5 Brandnetelruigte, Type 8 Variabele ruigte) reeds te maaien vanaf 15 mei of zelfs al vanaf 1 mei, is de kans quasi onbestaande dat nesten van bosrietzanger vernietigd worden. Bosrietzanger komt namelijk pas rond midden mei in onze contreien aan (gemiddelde aankomstdatum in 2010 was 18 mei (Driessens, 2011)).

3.2.3.4 Omvorming exoten

Dit omvormingsbeheer is vooral gericht op de aanpak van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), de nauwverwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohemica*)).

Naast Japanse duizendknoop is ook reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) een veel voorkomende invasieve exoot op de dijken van het Schelde-estuarium. In mindere mate is ook reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) aanwezig. Voor de maatregelen voor de bestrijding van reuzenbalsemien en reuzenberenklauw verwijzen we resp. naar 7.2.3.2 en 7.2.3.3.

Op dijkzones waar momenteel Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop aanwezig is, wordt het beoogde doel afgestemd op de populatiegrootte van deze Japanse duizendknoop. Als maatstaf hanteren we 20 m². Indien de populatie kleiner is dan 20 m² is het haalbaar om deze om te vormen tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Populaties groter dan 20 m² omvormen is met de huidige bestrijdingsmethodes moeilijk (praktisch, civieltechnisch, financieel). Zolang er geen efficiënte en effectieve bestrijdingsmethodes zijn die toelaten om grote populaties om te vormen, adviseren we een beheer gericht op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding.

De verschillende beheermaatregelen voor de kleine en grote populaties Japanse duizendknoop komen aan bod in 7.2.3.1.



4 DIJKKARTERING

4.1 METHODE DIJKKARTERING

4.1.1 Algemene werkwijze

Om een beeld te krijgen van de huidige toestand van de dijken en in het bijzonder van de aanwezige vegetatie is een vegetatiekartering uitgevoerd. Klassiek wordt bij het opmaken van vegetatiekaarten gebruik gemaakt van vlakvormige eenheden waarbij elk vlak bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid en overeenkomt met een bepaald vegetatietype. De vegetatiekaart geeft dan de ruimtelijke samenhang van vlakvormige vegetatie-eenheden weer (Küchler & Zonneveld, 1998; Schaminée *et al.*, 1995). Dijken zijn echter uitgesproken lineaire elementen, daarom is hier voor lijnvormige eenheden gekozen in plaats van voor vlakvormige. Het resultaat is een vegetatiekaart bestaande uit lijnen, waarbij elke onderscheiden lijn overeenkomt met een bepaald vegetatietype. Dit betekent dat geen oppervlaktes van een bepaald vegetatietype kunnen berekend worden, maar wel het totaal aantal meters.

De vegetatie op de dijken is zowel longitudinaal als transversaal niet homogeen. De longitudinale variatie wordt opgevangen door verschillende lijnstukken af te bakenen of te karteren waarbij **elk onderscheiden lijnstuk** uit een **homogene vegetatie** bestaat.

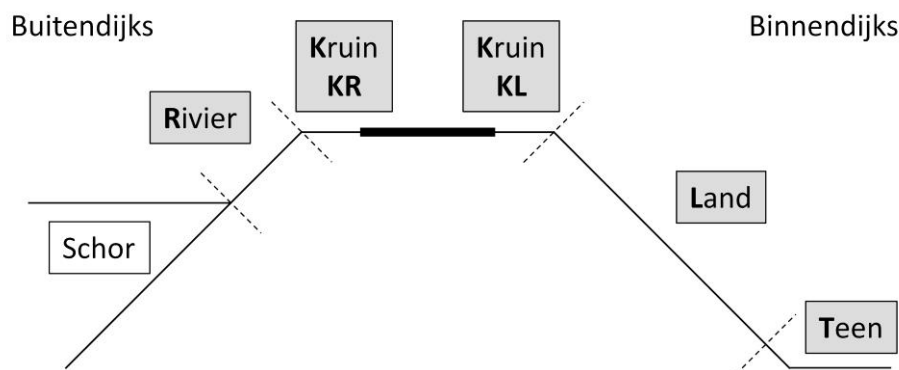
De vegetatie bovenaan op de kruin van de dijk kan verschillen van de vegetatie aan de landzijde, rivierzijde of teen van de dijk (i.e. transversale variatie). Om deze transversale variatie te documenteren, is de dijk in **dijkzones** opgesplitst. Transversaal of loodrecht op de rivier is de dijk opgedeeld in een landzijde, kruin en rivierzijde. Aan landzijde (binnendijks) wordt nog onderscheid gemaakt tussen het hellend gedeelte (Land in Figuur 51) en de teen van de dijk. De laagste 2-3 m van de hellende zone van de dijk is als teen beschouwd, al dient dit gerelativeerd te worden in functie van de breedte van de dijk (Figuur 51). Op de kruin van de dijk onderscheiden we een landzijde en een rivierzijde, met daartussen de dienstweg resp. aangegeven als KL en KR in Figuur 51. Bij afwezigheid van een dienstweg, is dit onderscheid niet gemaakt.

Vlakke stukken die binnendijks grenzen aan het dijklichaam zijn buiten beschouwing gelaten bij de kartering. Langs de rivierzijde (buitendijks) is enkel het hellend deel van de dijk in rekening gebracht (Figuur 51).

Het belendend schor en oever zijn niet in rekening gebracht gezien deze aan bod komen in het oever- en schorbeheerplan (Van den Bergh *et al.*, in prep.; Van Ryckegem *et al.*, 2015, 2021) (zie 1.1). Langs de rivierzijde zijn voornamelijk de vegetaties gekarteerd die zich op de minerale bodem hebben ontwikkeld. Aan de vegetatie die op de breukstenen groeit, is minder aandacht geschonken met uitzondering van bomen en struiken en exoten als Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*).

De schaal waarop gewerkt wordt, in dit geval de minimale lengte van een onderscheiden strook, moet in verhouding staan tot de doelstelling van de kartering. Een hogere detailgraad vergt immers meer tijd en gaat dus gepaard met een hogere kost (Schaminée *et al.*, 1995). Om een vegetatiekaart op te stellen als basis voor een beheerplan wordt in dit geval de **kleinst karteerbare eenheid op 10 meter** gelegd. Vegetatie-eenheden die wel van belang zijn maar minder dan 10 m lang, zijn als **punt** gekarteerd. Voornamelijk kleine populaties van Japanse

duizendknoop (*Fallopia japonica*) en solitaire bomen en struiken zijn als punt in kaart gebracht¹⁹.



Figuur 51 Dijkdoorsnede waarop de verschillende 'dijkzones' zijn aangegeven: rivierzijde (R), kruin aan rivierzijde (KR), kruin aan landzijde (KL), landzijde (L) en teen (T).

Bij het karteren is de dijk afgereden, -gefietst of -gewandeld. Telkens werd nagegaan **welk vegetatietype aanwezig** was langs de rivierzijde, op de kruin (met onderscheid tussen kruin aan landzijde en kruin aan rivierzijde), op de landzijde en aan de teen van de dijk. Het begin- en eindpunt van een homogene vegetatie-eenheid is ingemeten met een Garmin hand-GPS (horizontale nauwkeurigheid ca. 5 m). Het eindpunt van de ene strook is vanzelfsprekend het beginpunt van de volgende. Voor elke homogene vegetatie-eenheid is het aanwezige vegetatietype genoteerd op een invulformulier, net als het nummer van het begin- en eindpunt (waypoint) (Figuur 52).

De legende-eenheden zijn de vegetatietypes die eerder onderscheiden zijn op basis van vegetatieopnames (zie 1.4.1 Type 1 tot Type 5). Deze vijf meest voorkomende grasland(ruigte)types zijn aangevuld met niet-grasland types: rietvegetaties, variabele ruigtes, ruigtes van Japanse duizendknoop, bomen en struiken en pioniersvegetaties (zie 2.2.1 en Tabel 6). Voor Type 9 Bomen/struiken zijn de overheersende boom- en struiksoorten genoteerd in het veld 'Opmerking' van het opnameformulier (Figuur 52).

Naast het aanwezige vegetatietype is ook het **toegepaste beheer** genoteerd voor zover dit herkenbaar was op het moment van de veldkartering. De meest frequent toegepaste beheervormen op de dijken zijn op voorhand vastgelegd en opgesomd in Tabel 7. Het invulformulier bevat ook een opmerkingenveld waarin extra info is genoteerd, bijvoorbeeld typerende soorten, enz.

¹⁹ In sommige gevallen zijn solitaire bomen of struiken niet als apart punt ingemeten omwille van de hoge tijdsinvestering die dit zou vragen. Hierdoor is het homogeniteitscriterium van ieder onderscheiden lijnstuk niet steeds gerespecteerd. Hun aanwezigheid is dan wel genoteerd in het veld 'Opmerkingen' van het betreffende lijnstuk (Figuur 52) (zie 4.2.4 en 8).

Tabel 6 Overzicht van de vegetatietypes die gebruikt zijn als legende-eenheden bij de vegetatiekartering.

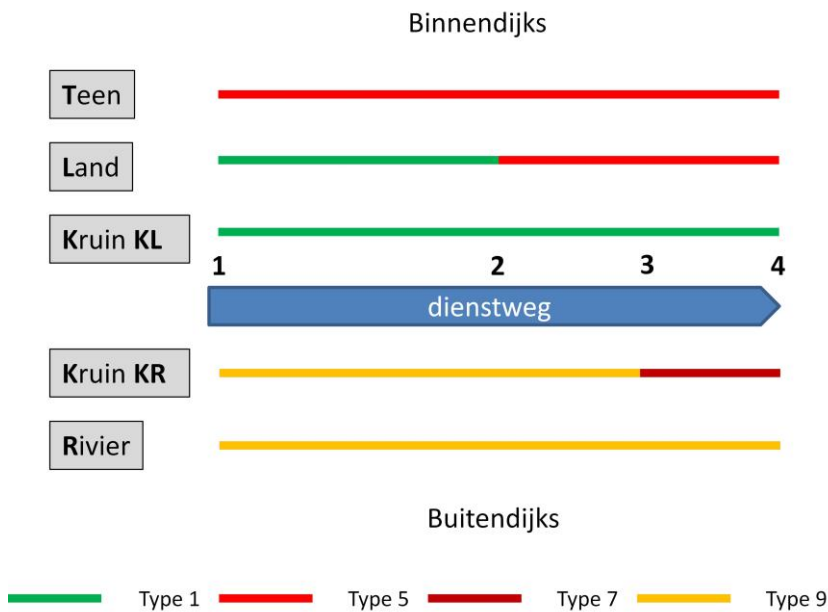
Vegetatietypes			
1	Soortenrijk grasland	7	Ruigte van Japanse duizendknoop
2	Soortenrijk glanshavergrasland	8	Variabele ruigte
3	Soortenarm glanshavergrasland	9	Bomen/struiken
4	Verruigd glanshavergrasland	10	Andere
5	Brandnetelruigte	11	Pioniersvegetatie
6	Rietvegetatie		

Tabel 7 Overzicht van beheervormen die worden toegepast op de dijken.

Beheer			
H	Hakhout	O	Onbekend
K	Klepelen	S	Schapenbegrazing
M	Maaibeheer	A	Andere
N	Nulbeheer		

Kartering dijkgraslanden 2015						
Datum:		Waarnemer:			Fichenummer:	
Vegetatietypes						
1	Soortenrijk grasland		7	Ruigte van Japanse duizendknoop		
2	Soortenrijk glanshavergrasland		8	Variabele ruigte		
3	Soortenarm glanshavergrasland		9	Bomen/struiken		
4	Verruigd glanshavergrasland		10	Andere		
5	Brandnetelruigte		11	Pioniersvegetatie		
6	Rietvegetatie					
Beheer						
H	Hakhout		O	Onbekend		
K	Klepelen		S	Schapenbegrazing		
M	Maaibeheer		A	Andere		
N	Nulbeheer					
Waypoint						
Volgnr	Begin	Einde	KL/KR/L/T/R	Vegtype	Beheer	Opmerking
1	1	4	T	5	N	
2	1	2	L	1	M	
3	1	4	KL	1	M	
4	1	3	KR	9	H	
5	1	4	R	9	H	
6	2	4	L	5	N	
7	3	4	KR	7	K	

Figuur 52 Voorbeeld van het gebruikte invulformulier. Per homogene vegetatie-eenheid is telkens het begin- en eindpunt genoteerd (Waypoint), de betreffende dijkzone (KL/KR/L/T/R), het vegetatietype (Vegtype) en eventueel het vastgestelde beheer.



Figuur 53 Schematisch voorbeeld van een dijk waarop de dijkzones zijn aangeduid en met verschillende kleuren de aanwezige vegetatietypes. De getallen (1-4) zijn de ingemeten waypoints die de homogene vegetatie-eenheden begrenzen. Deze kartering is als voorbeeld ingevuld in het formulier in Figuur 52.

4.1.2 Digitale verwerking

Bij de digitale verwerking van de verzamelde data is in verschillende stappen gewerkt om uiteindelijk tot een vegetatiekaart te komen:

1. Opstellen van een basiskaart waarbij op alle dijken 5 parallelle lijnen zijn gedigitaliseerd; een lijn voor elke dijkzone (Teen, Land, Kruin Land, Kruin Rivier, Rivier) (Figuur 54). De afstanden tussen deze parallelle lijnen variëren in functie van de dijkbreedte. Deze lijnen zijn echter louter indicatief en niet exact gelokaliseerd! Kaaien, bewoning of plaatsen waar geen dijk aangelegd is, zijn niet in de basiskaart opgenomen. Een globaal overzicht van de basiskaart is gegeven in Figuur 56 en Figuur 57.
2. De ingemeten waypoints laten toe om bij benadering de grens te bepalen tussen de verschillende lijnstukken. Op basis van deze waypoints zijn de lijnen uit de basiskaart in lijnstukken geknipt waar ieder lijnstuk uit een homogeen vegetatie-eenheid bestaat. Aan elke vegetatie-eenheid is een vegetatietype gekoppeld. Het resultaat is een vegetatiekaart van de dijkvegetaties (voorbeeld in Figuur 55).





Figuur 54 Voorbeeld van de basiskaart met 5 parallelle lijnen, één voor elke dijkzone (R, KR, KL, L, T), illustratief getekend op de dijk. De groene vierkantjes geven als voorbeeld enkele waypoints weer op grond waarvan homogene vegetatie-eenheden worden onderscheiden.



Figuur 55 Voorbeeld van de vegetatiekaart waarop verschillende lijnstukken zijn weergegeven. Elk lijnstuk is een homogene vegetatie-eenheid waaraan een vegetatietype is toegekend, geïllustreerd met verschillende kleuren.



4.2 RESULTATEN DIJKKARTERING

4.2.1 Algemeen

De basiskaart voor alle dijklichamen langs de Grote Nete en Kleine Nete diende als leidraad bij de kartering. Een beperkt aantal zones zijn niet opgenomen in deze basiskaart omdat op voorhand gekend was dat er geen dijk was maar een keermuur of kaai. Dit is het geval langs de Grote Nete in Duffel ter hoogte van de Gemeentestraat en de watertoren (rechteroever).

District 3 bevat in totaal ongeveer 101 km dijktraject, 66 km langs de Grote Nete en 35 km langs de Kleine Nete.

Alle dijken van deze basiskaart langs de Grote Nete en Kleine Nete zijn in juni 2015 bezocht en in kaart gebracht (Tabel 8). In 2016 zijn nog enkele kleine aanvullingen uitgevoerd. Uiteindelijk is, afhankelijk van de dijkzone, 77% tot 93% van deze dijktrajecten gekarteerd (Tabel 9, Figuur 56 en Figuur 57). De rest is niet gekarteerd omdat de toegankelijkheid beperkt was (water-link in Rumst-Duffel, bedrijventerreinen, privégronden) of omdat er een kaai, keermuur (linker- en rechteroever in centrum Lier, begin Netekanaal) of brug was (aan de E19-brug over de Grote Nete).

Standaard zijn op de basiskaart 5 parallelle lijnen getrokken, een lijn voor elke dijkzone (rivier, kruin rivier, kruin land, land, teen) maar op sommige dijken zijn niet alle dijkzones te onderscheiden. De meest stroomopwaartse dijken van zowel Grote als Kleine Nete hebben zodanige proporties dat een teen niet te onderscheiden is. Dit verklaart het lager gekarteerde aandeel van de teen (Tabel 9).

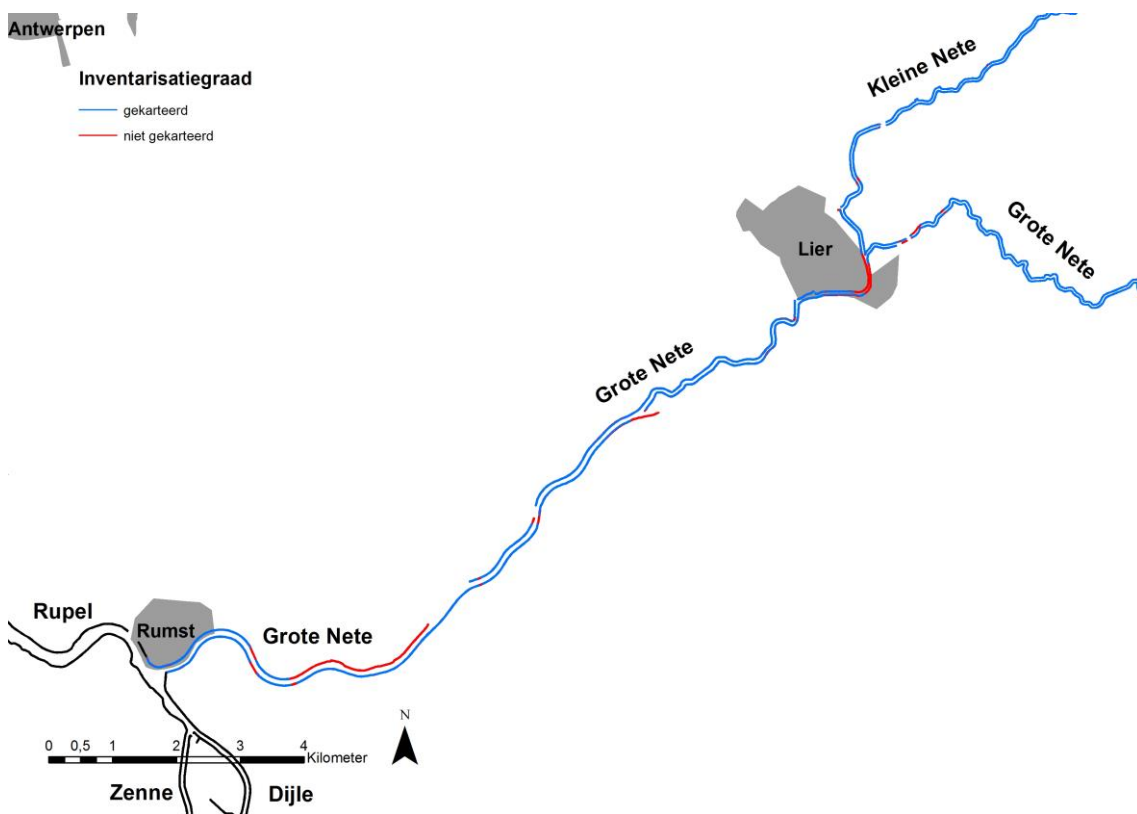
Tabel 8 Overzicht van het aantal kilometer dijktraject dat in 2015 en 2016 gekarteerd is langs de Grote en Kleine Nete.

	Grote Nete	Kleine Nete
9/06/2015	9.2	
10/06/2015	10.4	
11/06/2015	16.9	
15/06/2015	7.9	
18/06/2015	2.6	8.1
22/06/2015		18.4
24/06/2015	1.6	5.7
3/07/2015	10.1	
26/05/2016		0.8
<i>Totaal</i>	<i>58.9</i>	<i>33.0</i>

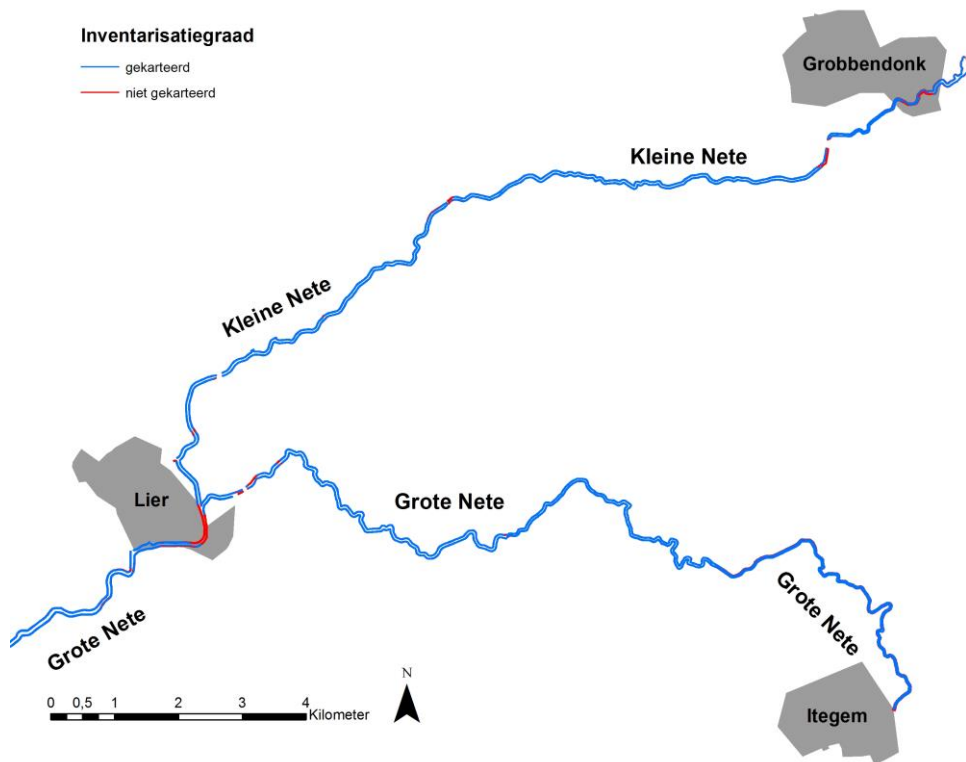


Tabel 9 De volledigheid of het aandeel (absoluut, relatief) van de verschillende zones op de dijken van Grote Nete en Kleine Nete dat al dan niet in kaart is gebracht.

		Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
		km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
District3	Gekarteerd	91.3	90.5	92.6	91.8	91.9	91.3	87.3	86.8	76.6	76.2
	Niet gekarteerd	9.6	9.5	8.3	8.2	8.8	8.7	13.3	13.2	23.9	23.8
	<i>Totaal</i>	100.9	100	100.8	100	100.7	100	100.6	100	100.6	100
Grote Nete	Gekarteerd	57.8	87.8	59.4	90.3	58.9	89.7	55.4	84.5	47.3	72.2
	Niet gekarteerd	8.0	12.2	6.4	9.7	6.7	10.3	10.2	15.5	18.2	27.8
	<i>Totaal</i>	65.8	100	65.7	100	65.7	100	65.6	100	65.6	100
Kleine Nete	Gekarteerd	33.6	95.6	33.2	94.6	33.0	94.2	31.9	91.1	29.3	83.7
	Niet gekarteerd	1.6	4.4	1.9	5.4	2.0	5.8	3.1	8.9	5.7	16.3
	<i>Totaal</i>	35.1	100	35.1	100	35.0	100	35.0	100	35.0	100



Figuur 56 Basiskaart van de dijken van de Grote Nete tussen Rumst en Lier (district 3) waarop de zones zijn gesitueerd die gekarteerd zijn (in blauw) of niet (in rood).



Figuur 57 Basiskaart van de dijken van de Grote en Kleine Nete (district 3) waarop de zones zijn gesitueerd die gekarteerd zijn (in blauw) of niet (in rood).

4.2.2 District 3

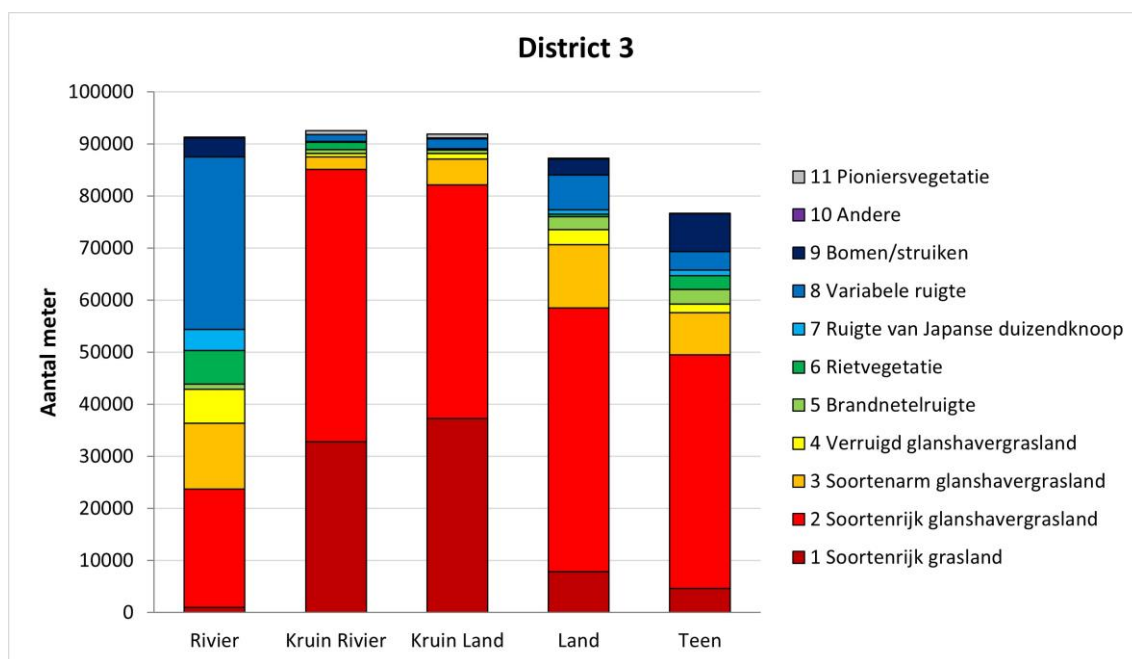
Het meest voorkomend vegetatietype aan de **rivierzijde** van de dijken van district 3 is Type 8 Variabele ruigte die 36.3% van het traject inneemt (Figuur 58, Tabel 10). De doelvegetaties, Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland nemen samen 26% in. Rietvegetaties (Type 6) komen langs de rivierzijde voor over een lengte van 6.5 km wat overeenkomt met 7.1% van het gekarteerde traject. Op geen enkele ander dijkzone binnen district 3 is zo'n hoog aandeel rietvegetatie aangetroffen. Ook Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop spant de kroon aan rivierzijde van de dijk. Op geen andere dijkzone reikt het aandeel tot 4.4%. 4 km van het dijktraject aan rivierzijde is dus begroeid met de invasieve Japanse duizendknoop of haar hybriden. Het aandeel van de doelvegetaties in acht genomen en als Type 6 Rietvegetatie, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken bestendig of getolereerd worden, is het doel gehaald langs 72.2% van het dijktraject aan rivierzijde (zie 2.5).

De **kruin** van de dijken van district 3, is zowel aan land- als rivierzijde grotendeels begroeid met de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland). Beide types bedekken de kruin aan land- en rivierzijde resp. voor 89.4% en 91.9% (Figuur 58, Tabel 10).

Op de **landzijde** van de dijken van district 3 is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland het meest voorkomende type; 58% van het dijktraject is ermee begroeid. Omdat Type 1 Soortenrijk grasland 9% inneemt, is 67% van de landzijde van de dijken van district 3 begroeid met de doelvegetatie (Figuur 58, Tabel 10). Type 3 Soortenarm glanshavergrasland is het tweede meest voorkomend type (13.9%). Opvallend is echter het vrij hoog aandeel Variabele ruigte (Type 8) op de landzijde, dit type neemt namelijk 7.7% van het dijktraject in. Het aandeel dat Type 9

Bomen/struiken inneemt van het traject bedraagt 3.5% (3 km). Dat is hoger in vergelijking met district 1 en 2 waar 1.3% van de landzijde is ingenomen door Type 9 Bomen/struiken (Vandevoorde *et al.*, 2019).

Het aandeel dat de verschillende vegetatietypes innemen op de **teen** van de dijk, is vergelijkbaar met de landzijde (Figuur 58, Tabel 10). Enkel het aandeel van Type 6 Rietvegetatie en Type 9 Bomen/struiken is opvallend hoger. Zo is 9.4% van de teen begroeid door Type 9 Bomen/struiken wat bijna een factor 3 hoger is dan op de landzijde (3.5%). Bij Type 6 Rietvegetatie is het verschil nog meer uitgesproken, 0.6% tegenover 3.4%.



Figuur 58 Aantal meter dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen in district 3.

Tabel 10 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor district 3. Het meest voorkomende vegetatietype is grijs gemarkeerd.

District 3	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	1.0	1.1	32.8	35.4	37.3	40.6	7.9	9.0	4.7	6.1
2 Soortenrijk glanshavergrasland	22.7	24.9	52.3	56.5	44.9	48.8	50.7	58.0	44.9	58.5
3 Soortenarm glanshavergrasland	12.6	13.8	2.4	2.6	4.9	5.4	12.2	13.9	8.1	10.5
4 Verruigd glanshavergrasland	6.5	7.2	0.7	0.7	1.0	1.1	2.9	3.3	1.6	2.1
5 Brandnetelruigte	1.0	1.1	0.8	0.8	0.7	0.7	2.5	2.8	2.8	3.7
6 Rietvegetatie	6.5	7.1	1.3	1.5	0.3	0.3	0.5	0.6	2.6	3.4
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	4.0	4.4	0.1	0.2	0.0	0.0	0.9	1.0	1.1	1.4
8 Variabele ruigte	33.1	36.3	1.4	1.5	1.8	2.0	6.7	7.7	3.6	4.7
9 Bomen/struiken	3.6	4.0			0.2	0.2	3.0	3.5	7.2	9.4
10 Andere	0.1	0.2					0.2	0.2	0.0	0.1
11 Pioniersvegetatie			0.7	0.8	0.7	0.8				
Totaal	91.3	100	92.6	100	91.9	100	87.3	100	76.6	100

4.2.3 Resultaten per rivier

In 4.2.2 zijn de resultaten van de kartering gebundeld op districtsniveau. In volgende hoofdstukken wordt de vegetatiesamenstelling op de dijken van de Grote Nete en van de Kleine Nete apart besproken.

4.2.3.1 Grote Nete

Langs de Grote Nete strekt zich minstens 66 km dijktraject uit (Tabel 9). Ongeveer 90% van de kruin werd gekarteerd (Tabel 9). 10% van de kruin is niet gekarteerd omdat die niet toegankelijk was (bijv. water-link in Rumst-Duffel, privéterreinen), of omdat er een keermuur, kaai (linker- en rechteroever in centrum Lier, begin Netekanaal), of brug was. Ook de overige dijkzones zijn hier niet gekarteerd. Langs rivierzijde is het gekarteerde aandeel iets lager (87.8%) omdat de dijk langs rechteroever tussen Hellebrug en 't Schipke niet gekarteerd is. Ook de landzijde en teen zijn in die zone niet gekarteerd (Tabel 9, Figuur 56, Figuur 57).

Ter hoogte van het Liers cultuurcentrum en het aangrenzend voetbalterrein is het terrein langs de dijk opgehoogd waardoor er landzijde noch teen is. Onder andere hierdoor bedraagt de volledigheid van de kartering aan landzijde 84.5%. Het aandeel van de teen dat gekarteerd is, is maar 72.2% omdat in het meest stroomopwaartse dijktraject geen teen te onderscheiden is. Bijvoorbeeld langs het traject tussen Hellebrug en de brug in Itegem is slechts langs een klein deel een teen te onderscheiden.

Langs de Grote Nete is het meest voorkomende vegetatietype aan rivierzijde Type 8 Variabele ruigte (40.7%) (Figuur 59, Tabel 11). Het type is aangetroffen langs het hele traject van Rumst tot Itegem. Op plaats twee staat Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, evenwel de helft minder innemend dan Type 8 (21.2%). Type 2 is vooral aangetroffen in het traject Lier-Itegem. Opvallend is bovendien het hoog aandeel Rietvegetatie (Type 6) dat 10.5% van het traject inneemt. Dit komt overeen met 6.1 km dijktraject. Omgekeerd aan Type 2 staat Type 6 Rietvegetatie vooral langs het traject Rumst-Lier.

Rekening houdend met enerzijds het aandeel van de doelvegetaties en anderzijds het aandeel van Type 6 Rietvegetatie, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken die bestendig of getolereerd worden, is het doel aan rivierzijde gehaald langs 76.2% van het dijktraject (zie 2.5 en 4.2.2).

De kruin aan land- en rivierzijde vertonen sterke parallellen. Op beide dijkzones zijn de doelvegetaties, Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, dominant met een gezamenlijk aandeel tot 90%. De overige types nemen kleine oppervlaktes in en komen lokaal voor (Figuur 59, Tabel 11).

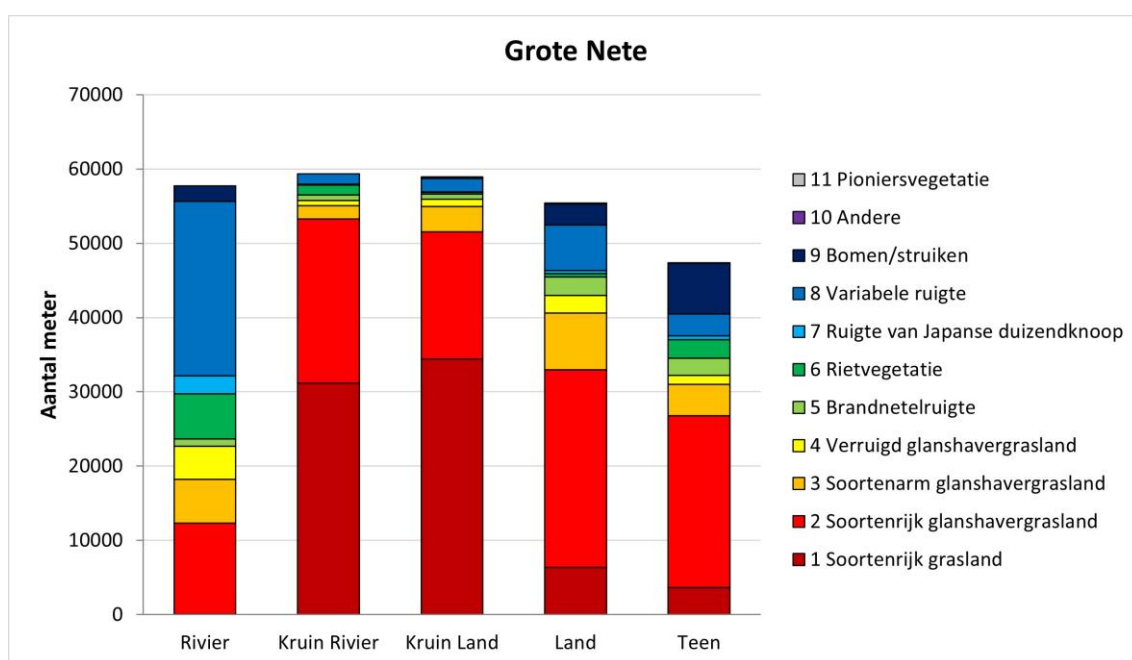
Ook op de landzijde van de dijk scoren de doelvegetaties het hoogste aandeel, 59.6% of 33 km van het dijktraject bestaat uit Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland of Type 1 Soortenrijk grasland (Figuur 59, Tabel 11). Vooral langs het traject Lier-Itegem komen deze types dominant voor (Figuur 60), enkel in het meest stroomopwaarts deel zijn andere vegetatietypes aangetroffen. Slechts twee andere types hebben een aandeel hoger dan 10% met name Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 8 Variabele ruigte. Type 3 is vooral gevonden in het meest stroomopwaarts deel nabij Itegem, terwijl Type 8 verspreid voorkomt in het traject Rumst-Lier.

Langs de teen van de dijk is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland aspectbepalend en neemt samen met het andere doelttype, Type 1, een aandeel in van 56.6%. Vooral langs het traject Lier-Itegem komen deze types voor. De vegetatie op de teen van de dijk in de zone Rumst-Lier



is gevarieerder. De teen van de dijk bestaat ook voor 14.3% uit Type 9 Bomen/struiken en het is vooral in de zone Rumst-Lier dat dit type voorkomt. Andere vegetatietypes die een bedekking hebben van meer dan 5% zijn Type 3 Soortenarm glanshavergrasland (8.9%), Type 8 Variabele ruigte (6.2%) en Type 6 Rietvegetatie (5.2%) (Figuur 59, Tabel 11).

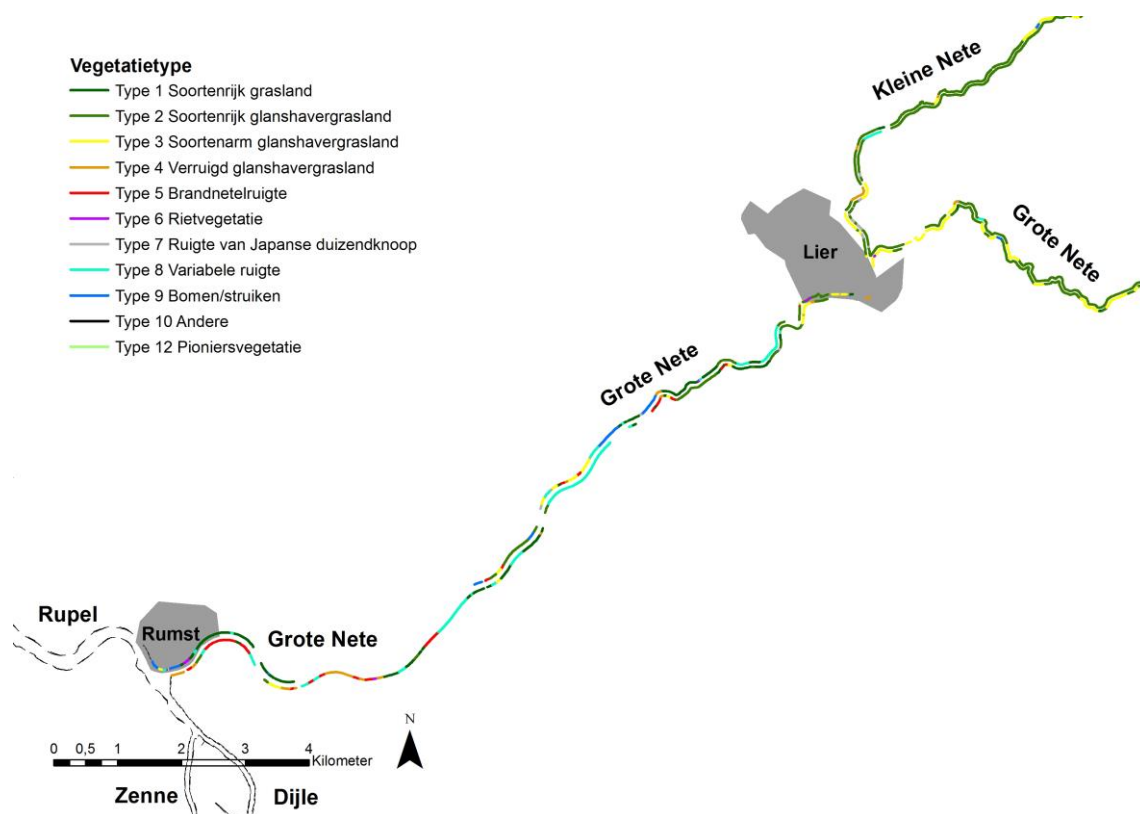
Vegetaties van de invasieve exoot Japanse duizendknoop (Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop) zijn vooral aangetroffen langs de rivierzijde, teen en landzijde van de dijk waar resp. 2.4, 0.6 en 0.4 km gekarteerd is (Tabel 11). De meerderheid is verspreid aangetroffen in de zone Rumst-Lier, maar ook op de rechteroever tussen Boektbrug en Hellebrug in het stroomopwaarts deel komen enkele populaties voor. Daarnaast zijn verspreid langs de Grote Nete ook 24 puntwaarnemingen van kleine populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*).



Figuur 59 Aantal meter dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen langs de Grote Nete.

Tabel 11 Per dijkzone is het aandeel (absoluut in km, relatief (%)) gegeven dat de verschillende vegetatietypes innemen langs de Grote Nete. Het meest voorkomende vegetatietype is grijs gemarkeerd.

Grote Nete	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	0.1	0.1	31.2	52.5	34.4	58.4	6.4	11.5	3.6	7.7
2 Soortenrijk glanshavergrasland	12.3	21.2	22.1	37.2	17.1	29.1	26.7	48.1	23.2	48.9
3 Soortenarm glanshavergrasland	5.9	10.2	1.8	3.1	3.4	5.8	7.6	13.8	4.2	8.9
4 Verruigd glanshavergrasland	4.4	7.7	0.7	1.1	1.0	1.7	2.4	4.3	1.2	2.6
5 Brandnetelruigte	1.0	1.7	0.8	1.3	0.7	1.1	2.5	4.4	2.3	4.9
6 Rietvegetatie	6.1	10.5	1.3	2.3	0.3	0.5	0.5	0.9	2.4	5.2
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	2.4	4.2	0.1	0.2	0.0	0.1	0.4	0.7	0.6	1.2
8 Variabele ruigte	23.5	40.7	1.4	2.3	1.8	3.0	6.1	11.1	2.9	6.2
9 Bomen/struiken	2.1	3.6			0.2	0.4	2.9	5.2	6.8	14.3
10 Andere							0.1	0.2	0.0	0.1
11 Pioniersvegetatie										
Totaal	57.8	100	59.4	100	58.9	100	55.4	100	47.3	100



Figuur 60 Vegetatiekaart van de landzijde van de dijken van de Grote Nete tussen Rumst en Lier. Met verschillende kleuren zijn de vegetatietypes aangegeven, met groene tinten de doelvegetaties (Type 1 en Type 2)²⁰.

4.2.3.2 Kleine Nete

Ongeveer 35 km dijktraject strekt zich uit langs de Kleine Nete tussen Lier en de watermolen bij Grobbendonk (Tabel 9). Op de kruin en rivierzijde van de dijk varieert de volledigheid van de kartering tussen 94 en 96% (Tabel 9). Het percentage van de kruin dat niet gekarteerd is, situeert zich aan bruggenhoofden, autosnelwegen (E313), privéterreinen, of zoals op de linkeroever in Grobbendonk waar er een keermuur is. Waar de kruin niet gekarteerd is, zijn omwille van dezelfde redenen de andere dijkzones ook niet gekarteerd. Toch is het gekarteerde aandeel van de landzijde van de dijk lager (91.1%) omdat dijktrajecten ontoegankelijk zijn (privétuinen in Grobbendonk) of omdat de zone naast de dijk opgehoogd is en er geen landzijde te onderscheiden is. Zo is er ook stroomopwaarts van de Netestraat in Grobbendonk geen teen te onderscheiden, wat het lager percentage verklaart (Tabel 9).

De meest abundante vegetatietypes op de rivierzijde van de dijken langs de Kleine Nete zijn Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (31.1%) en Type 8 Variabele ruigte (28.6%) (Figuur 61, Tabel 12). Beide types komen verspreid voor langs het hele traject tussen Lier en Grobbendonk. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland bedekt 20% van de rivierzijde en is vooral aangetroffen tussen Lier en de autosnelweg E313. Van alle dijkzones haalt Type 9 Bomen/struiken op de rivierzijde het hoogste aandeel, 4.7%. Als zowel het deel van de

²⁰ Deze figuur is ter illustratie. Om details van de vegetatiekaart te raadplegen, verwijzen we naar de GIS-bestanden.

doelvegetaties (Type 1 en Type 2) als het deel van Type 6 Rietvegetatie, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken die bestendig of getolereerd worden, in rekening worden gebracht, is het doel aan rivierzijde gehaald langs 68.4% van het dijktraject (zie 2.5).

De vegetatie op de rivier- en landzijde van de kruin is gelijkaardig en bestaat bijna volledig uit de doelvegetatie. Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 1 Soortenrijk grasland bedekken samen 93 tot 96% van het dijktraject. Op de linkeroever in het meest stroomafwaarts deel in Lier was Type 12 Pioniersvegetatie aanwezig. Andere types zijn afwezig of nemen een zeer klein aandeel in (Figuur 61, Tabel 12).

Het meest voorkomend vegetatietype op de landzijde van de dijken is eveneens Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, het neemt 75.3% van de dijk in (Figuur 61, Tabel 12). Samen met Type 1 bereiken de doelvegetaties een gezamenlijke bedekking van 80%. Het derde type dat een betekenisvolle bedekking, aandeel en oppervlakte heeft, is Type 3 Soortenarm glanshavergrasland. Het bedekt 14.2% van de dijken aan landzijde. Vooral in het deel stroomopwaarts van de autosnelweg E313 is Type 3 opvallend aanwezig, net als in het meest stroomafwaarts deel in de omgeving van Lier (Figuur 62).

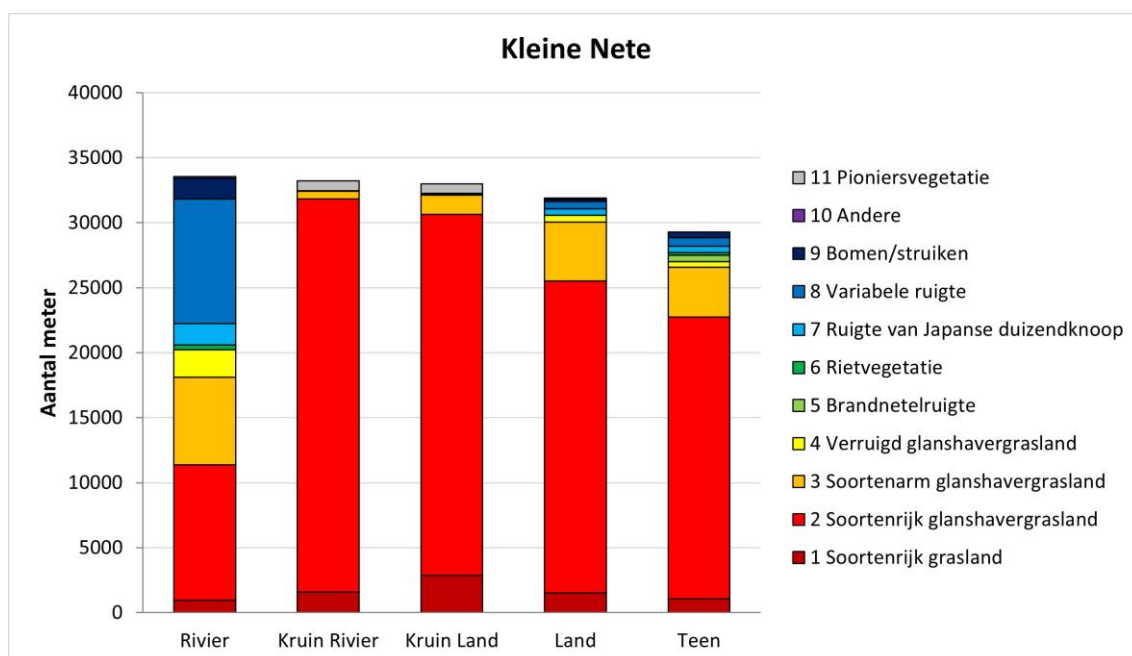
Ook op de teen van de dijk is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland het meest voorkomende vegetatietype. Het is gekarteerd op 74.0% van het dijktraject (Tabel 12). Type 1 Soortenrijk grasland, het andere doeltype, heeft een aandeel van 3.6% wat maakt dat beide doeltypes samen 77.6% van de dijk bedekken. Het enige andere type met een noemenswaardig aandeel is Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, het bedekt 13.2%. Net als aan rivierzijde worden Type 6 Rietvegetatie, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken bestendig of getolereerd, samen hebben ze een aandeel van 4.5%. Tegelijk met de doelvegetatie, Type 1 en Type 2, hebben ze een gezamenlijk aandeel van 82.0% waar het doel gehaald is.

Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop is het meest aangetroffen op de rivierzijde van de dijk, de invasieve exoot neemt er 4.9% van het dijktraject in wat overeenkomt met 1.6 km dijk (Tabel 12). Ook op de landzijde en teen van de dijk heeft duizendknoop 500 m dijktraject ingenomen. Het grootste deel situeert zich stroomafwaarts van de sifon onder het Netekanaal in de omgeving van Lier maar ook in het meest stroomopwaarts deel in Grobbendonk komen enkele grote populaties voor. Verspreid langs de Kleine Nete zijn echter nog populaties aangetroffen. Ook zijn er 8 puntwaarnemingen van kleine populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), vooral in de omgeving van Lier en zowel aan land- als rivierzijde.

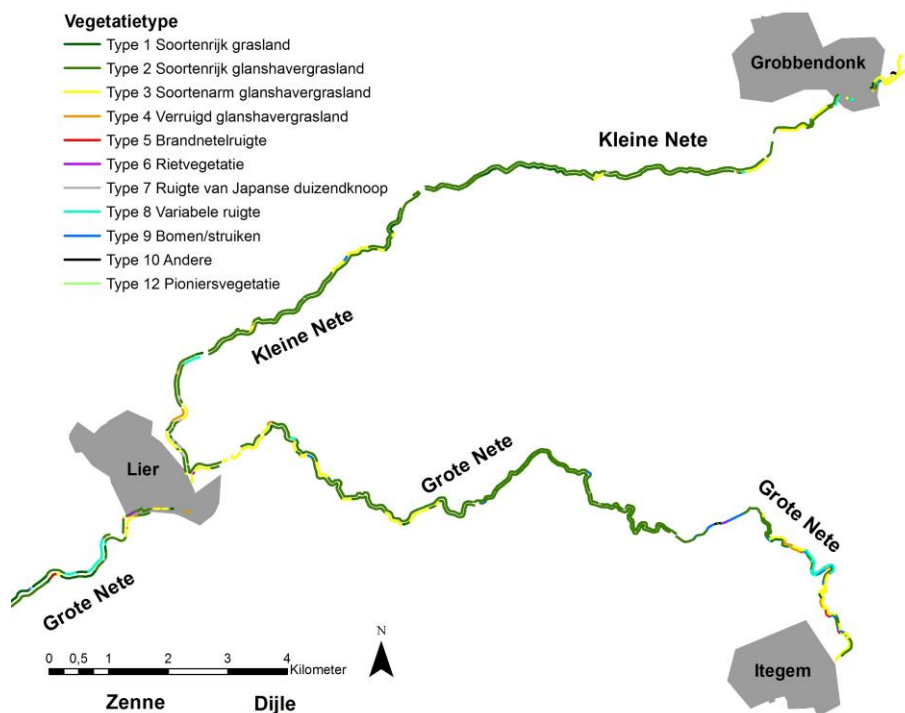


Tabel 12 Per dijkzone is het aandeel (absoluut in km, relatief (%)) gegeven dat de verschillende vegetatietypes innemen langs de Kleine Nete. Het meest voorkomende vegetatietype is grijs gemarkeerd.

Kleine Nete	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	1.0	2.8	1.6	4.8	2.9	8.8	1.5	4.8	1.0	3.6
2 Soortenrijk glanshavergrasland	10.4	31.1	30.2	91.0	27.8	84.1	24.0	75.3	21.7	74.0
3 Soortenarm glanshavergrasland	6.7	20.0	0.6	1.8	1.5	4.5	4.5	14.2	3.9	13.2
4 Verruigd glanshavergrasland	2.1	6.3			0.0	0.2	0.5	1.6	0.4	1.4
5 Brandnetelruigte									0.5	1.7
6 Rietvegetatie	0.4	1.1							0.2	0.7
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	1.6	4.9	0.0	0.1			0.5	1.6	0.5	1.7
8 Variabele ruigte	9.6	28.6			0.1	0.2	0.6	1.8	0.7	2.3
9 Bomen/struiken	1.6	4.7					0.2	0.5	0.4	1.5
10 Andere	0.1	0.4					0.1	0.3		
11 Pioniersvegetatie			0.7	2.2	0.7	2.3				
Totaal	33.6	100	33.2	100	33.0	100	31.9	100	29.3	100



Figuur 61 Aantal meter dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen langs de Kleine Nete.



Figuur 62 Vegetatiekaart van de landzijde van de dijken van de Grote Nete tussen Lier en Itegem en van de Kleine Nete tussen Lier en Grobbendonk (sluit aan op Figuur 60). Met verschillende kleuren zijn de vegetatietypes aangegeven; met groene tinten de doelvegetaties (Type 1 en Type 2)²¹.

4.2.4 Basisvegetatiekaart

De kaart met de resultaten van de dijkkartering wordt als bijlage gegeven bij dit rapport onder de vorm van 2 GIS-bestanden (shapefiles, Lambert-72 projectie) (zie Bijlage 1).

Het eerste GIS-bestand is de lijnenkaart (VegetatiekaartDijkenDistrict3.shp) waar telkens 5 lijnen zijn gegeven, parallel aan elkaar; voor elke dijkzone een lijn. Deze lijnen zijn louter indicatief en niet exact gelokaliseerd! Ze vormen een aaneenschakeling van verschillende lijnstukken. Elk lijnstuk geeft een homogene vegetatie-eenheid weer waaraan een vegetatietype is toegekend. Een beschrijving van de verschillende kolommen, opgenomen in de attribuentabel, is gegeven in Tabel 13.

Het tweede GIS-bestand is de puntenkaart (VegetatiekaartDijkenDistrict3_punten.shp), die vegetatie-eenheden bevat die korter zijn dan 10 m maar toch relevant zijn voor het beheer. Dit zijn vooral ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7) en bomen/struiken (Type 9). Een beschrijving van de verschillende kolommen, opgenomen in de attribuentabel, is gegeven in Tabel 14.

In de praktijk bleek het tijdens de vegetatiekartering niet haalbaar om elke alleenstaande boom of struik apart in te meten, gezien dit de tijdsinvestering sterk zou doen oplopen. Daarom is de aanwezigheid van alleenstaande bomen en struiken binnen een andere

²¹ Deze figuur is ter illustratie. Om details van de vegetatiekaart te raadplegen, verwijzen we naar de GIS-bestanden.

vegetatietype ook af en toe aangegeven in het veld 'Opmerkingen' van het GIS-bestand VegetatiekaartDijkenDistrict3.shp.

Tabel 13 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attributentabel van de lijnenkaart (shapefile VegetatiekaartDijkenDistrict3.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Dijkzone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen) (zie Figuur 51)
Vegtype_nr	Nummer van het betreffende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	<p>Naam van het aangetroffen vegetatietype (Tabel 6):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Soortenrijk grasland 2) Soortenrijk glanshavergrasland 3) Soortenarm glanshavergrasland 4) Verruigd glanshavergrasland 5) Brandnetelruigte 6) Rietvegetatie 7) Ruigte van Japanse duizendknoop 8) Variabele ruigte 9) Bomen/struiken 10) Andere 11) Pioniersvegetatie
Beheer	<p>Indien tijdens de kartering het huidig toegepaste beheer duidelijk en snel herkenbaar was, is dit genoteerd. Dit kan zijn maaibeheer, klepelen, nulbeheer, hakhout of iets anders (Tabel 7). Voor ca. 30% van de lijnstukken is dit gegeven, voor de overige 70% is onbekend aangegeven.</p> <p>Dit heeft enkel een indicatieve waarde en beïnvloedt het geformuleerde beheervoorstel niet!</p>
Opmerking	Dit is een vrij tekstveld waarin informatie van verschillende aard is gegeven. Veelal zijn dit aanwezige soorten, bijvoorbeeld van bomen of struiken.
Lengte	Lengte van het lijnstuk in meter.



Tabel 14 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attributentabel van de puntenkaart (shapefile VegetatiekaartDijkenDistrict3_punten.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Dijkzone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen) (zie Figuur 51)
Vegtype_nr	Nummer van het betreffende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	<p>Naam van het aangetroffen vegetatietype (Tabel 6):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Soortenrijk grasland 2) Soortenrijk glanshavergrasland 3) Soortenarm glanshavergrasland 4) Verruigd glanshavergrasland 5) Brandnetelruigte 6) Rietvegetatie 7) Ruigte van Japanse duizendknoop 8) Variabele ruigte 9) Bomen/struiken 10) Andere 11) Pioniersvegetatie
Beheer	<p>Indien tijdens de kartering het huidig toegepaste beheer duidelijk en snel herkenbaar was, is dit genoteerd. Dit kan zijn maaibeheer, klepelen, nulbeheer, hakhout of iets anders (Tabel 7). Voor ca. 50% van de punten is dit gegeven. Voor de overige is onbekend aangegeven.</p> <p>Dit heeft enkel een indicatieve waarde en heeft geen invloed op het geformuleerde beheervoorstel!</p>
Opmerking	Dit is een vrij tekstveld waarin informatie van verschillende aard is gegeven. Veelal zijn dit aanwezige soorten, bijvoorbeeld van bomen of struiken.

////////////////////////////////////

5 BEHEERVOORSTEL

5.1 VAN KARTERING TOT BEHEERVOORSTEL

De kartering van de vegetaties op de dijken geeft een beeld van de huidige toestand van de vegetatie (zie 4.2). Ook is een doelvegetatie gekozen die de hoogste erosiebestendigheid, de laagste onderhoudskost en de hoogste ecologische waarde garandeert (zie 2.3 en 2.4). Afhankelijk van het aanwezige vegetatietype op de verschillende dijkzones, en in functie van de doelvegetatie wordt een beheervoorstel gegeven om de doelvegetatie te bestendigen of te ontwikkelen (zie 3.1, Tabel 2 en Tabel 3).

Indien de doelvegetatie nog niet bereikt is, wordt een omvormingsbeheer geadviseerd. Als de doelvegetatie wel reeds aanwezig is, stellen we een onderhoudsbeheer voor. Een beschrijving van de verschillende types onderhouds- en omvormingsbeheer is gegeven in resp. 3.2.2 en 3.2.3.

Concreet wordt gewerkt naar een maximalisatie van Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, en dit op alle dijkzones. Toch houdt het beheervoorstel ook rekening met meer opgaande vegetaties zoals rietvegetaties (Type 6), variabele ruigtes (Type 8) en bomen en struiken (Type 9) aan de rivierzijde of op de teen van de dijk omwille van hun belang voor vogels en insecten. Ook daarvoor wordt onderhoudsbeheer geformuleerd ter bestendiging van deze vegetaties, op voorwaarde dat ze de hoofdfunctie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren.

Voor elk onderscheiden lijnstuk (of punt) is een beheervoorstel gegeven. Beheer toepassen op maat van elk lijnstuk zou optimaal zijn maar is moeilijk haalbaar. Vandaar dat het aangewezen is om de dijktrajecten in praktische en controleerbare beheereenheden te verdelen, bijvoorbeeld van brug A tot brug B of van weg C tot brug B. Binnen deze beheereenheden zullen veelal verschillende vegetatietypes zijn aangetroffen en bijgevolg verschillende beheervoorstellen zijn gegeven. Het komt er dan op neer om het meeste geschikte beheer te kiezen voor de volledige beheereenheid. Bij deze keuze kan rekening worden gehouden met volgende richtlijnen:

1. Gezien de landzijde van de dijk veelal de grootste grondoppervlakte inneemt, is het aangewezen deze het zwaarst te laten doorwegen in het beslissingsproces. Het beheer voor de landzijde is dus doorslaggevend en wordt ook toegepast op de rivierzijde, kruin (rivier- en landzijde) en teen van de dijk.
2. Regel 1 geldt enkel als ‘onderhoud kruidige vegetatie’ of ‘omvorming kruidige vegetatie’ wordt geadviseerd en vervalt wanneer andere beheersvormen worden geadviseerd op bepaalde dijkzones binnen de beheereenheid zoals ‘onderhoud riet/ruigte’, ‘onderhoud bomen/struiken’, ‘omvorming riet’ of ‘omvorming bomen/struiken’.
3. Indien binnen een beheereenheid de keuze moet gemaakt worden tussen ‘onderhoud kruidige vegetatie’ of ‘omvorming kruidige vegetatie’ wordt meer gewicht gegeven aan ‘omvorming kruidige vegetatie’. Als leidraad kan de 70-30-regel worden gevolgd, wat impliceert dat gekozen wordt voor ‘omvorming kruidige vegetatie’ als het aandeel 30% of meer is. Dit laat toe om het aandeel Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland te maximaliseren.



Speciale aandacht dient te gaan naar de ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7) waarvoor steeds ‘omvorming exoten’ als beheermaatregel wordt geadviseerd, onafhankelijk van de dijkzone waar het voorkomt en de grootte (lengte) van de populatie.

In afwachting van nieuwe of betere bestrijdingstechnieken wordt voor deze invasieve exoot het beoogde doel en bijgevolg beheer afgestemd op de populatiegrootte. Dit gebeurt bij de omzetting van het beheervoorstel naar het beheerplan. Als maatstaf gebruiken we 20 m². Populaties kleiner dan 20 m² worden omgevormd tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Voor populaties groter dan 20 m² adviseren we een beheer toe te passen dat gericht is op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Een uitvoerige beschrijving voor het beheer van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwante soorten en hybriden is gegeven in 7.2.3.1.

Indien ‘omvorming bomen/struiken’ als beheervoorstel is gegeven, suggereren we de richtlijnen geformuleerd onder 3.2.2.2 en 3.2.3.2 in overweging te nemen en de alternatieve toetsingsmethode 2.0 toe te passen (zie 9).

Wanneer bij de kartering een lijnstuk als Type 10 Andere is gekarteerd, wordt geen beheervoorstel gegeven. Tenzij bij de kartering voldoende informatie is genoteerd in het opmerkingenveld (zie 4.1.1) op basis waarvan een betrouwbaar beheervoorstel kan gegeven worden. Als voor een lijnstuk geen karteringsgegevens beschikbaar zijn, is geen beheervoorstel gegeven.

Tabel 15 Schematische weergave van de verschillende beheermaatregelen. Afhankelijk van het aanwezige vegetatietype op de verschillende dijkzones en in functie van de doelvegetatie wordt een beheermaatregel geadviseerd (zie 3.1.3). De verschillende types omvormingsbeheer zijn in vet aangegeven, de types onderhoudsbeheer zijn onderlijnd (naar Tabel 3).

Huidige vegetatie	Type onderhoud- of omvormingsbeheer				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	<u>onderhoud</u> kruidige vegetatie				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland	omvorming kruidige vegetatie				
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	<u>onderhoud</u> riet/ruigte	omvorming riet			<u>onderhoud</u> riet/ruigte
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	omvorming exoten				
8 Variabele ruigte	<u>onderhoud</u> riet/ruigte	omvorming kruidige vegetatie			<u>onderhoud</u> riet/ruigte
9 Bomen/struiken	<u>onderhoud</u> bomen/struiken	omvorming bomen/struiken			<u>onderhoud</u> bomen/struiken
11 Pioniersvegetatie	omvorming kruidige vegetatie				

5.2 BEHEERVOORSTEL DISTRICT 3

Het beheervoorstel voor district 3 wordt aangereikt onder de vorm van 2 GIS-bestanden (shapefiles, Lambert-72 projectie), een lijnenkaart en een puntenkaart resp. Beheervoorstel_District3.shp en Beheervoorstel_District3_punten.shp (zie Bijlage 1).

De lijnen en punten in deze kaarten komen overeen met de basisvegetatiekaart (zie 4.2.4) met dit verschil dat er aan elke kaarteenheid (lijnstuk, punt) een beheervoorstel is gekoppeld



conform Tabel 15. Dit beheervoorstel voor elk lijnstuk of punt is één beheermaatregel, ofwel een van de drie types onderhoudsbeheer (onderhoud kruidige vegetatie, onderhoud bomen/struiken, onderhoud riet/ruigte) of een van de vier types omvormingsbeheer (omvorming kruidige vegetatie, omvorming bomen/struiken, omvorming riet, omvorming exoten).

Een overzicht en duiding bij de kolommen van de attribuentabellen van deze GIS-bestanden zijn gegeven in Tabel 16 (lijnenkaart) en Tabel 17 (puntenkaart).

Tabel 16 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attribuentabel van het beheervoorstel voor district 3 (lijnenkaart) (shapefile Beheervoorstel_District3.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Dijkzone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen) (zie Figuur 51)
Vegtype_nr	Nummer van het betreffende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	Naam van het aangetroffen vegetatietype (Tabel 6): <ol style="list-style-type: none"> 1) Soortenrijk grasland 2) Soortenrijk glanshavergrasland 3) Soortenarm glanshavergrasland 4) Verruigd glanshavergrasland 5) Brandnetelruigte 6) Rietvegetatie 7) Ruigte van Japanse duizendknoop 8) Variabele ruigte 9) Bomen/struiken 10) Andere 11) Pioniersvegetatie
Voorstel	Beheermaatregel die voorgesteld wordt voor het betreffende lijnstuk
Lengte	Lengte van het lijnstuk in meter.

Tabel 17 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attribuentabel van het beheervoorstel voor district 3 (puntenkaart) (shapefile Beheervoorstel_District3_punten.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Dijkzone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen) (zie Figuur 51)
Vegtype_nr	Nummer van het betreffende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	Naam van het aangetroffen vegetatietype (zie Tabel 6 en Tabel 16)
Voorstel	Beheermaatregel die voorgesteld wordt voor het betreffende punt



5.2.1 Grote Nete

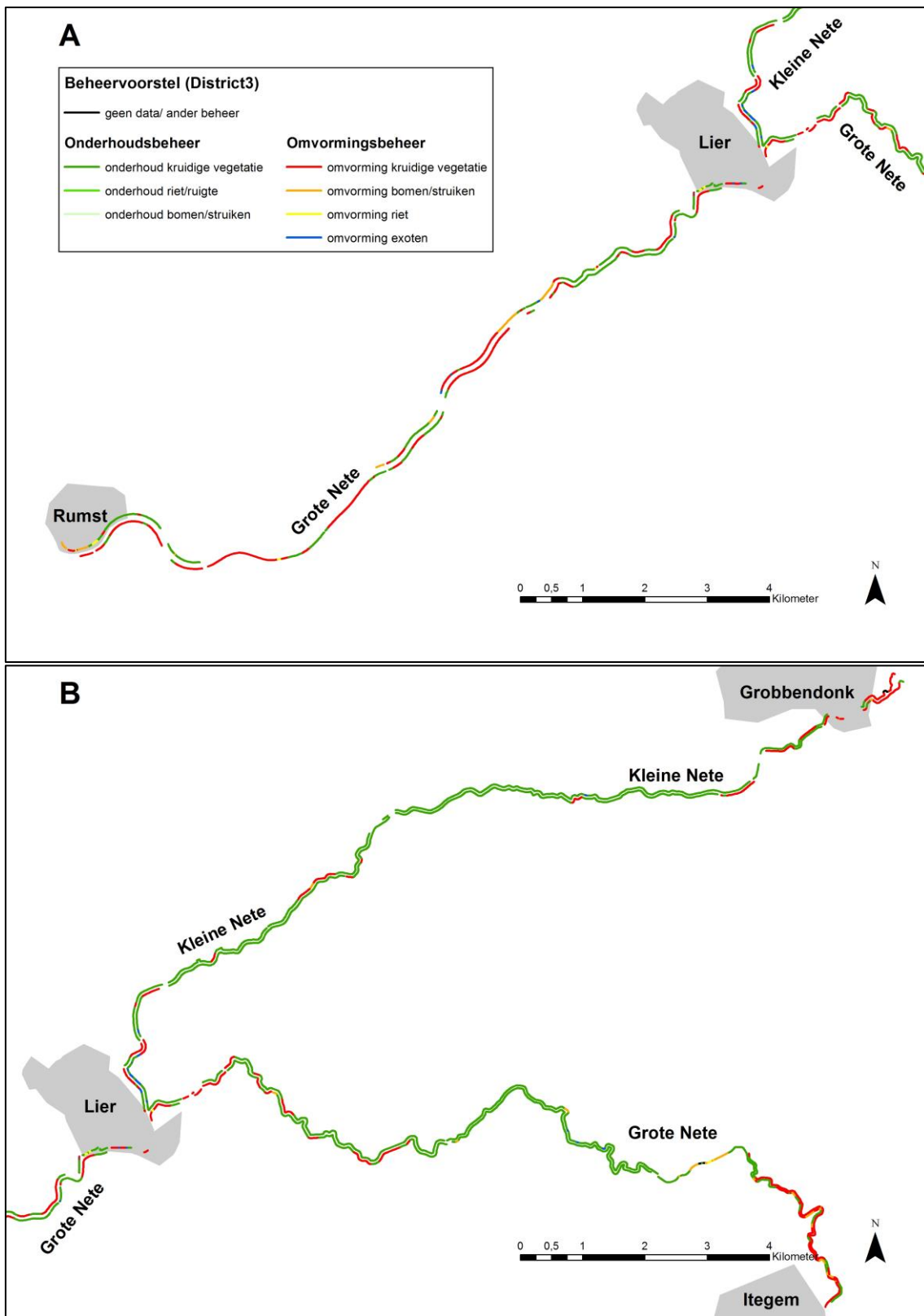
Ter illustratie is in Figuur 63 het beheervoorstel weergegeven voor de landzijde van de dijken van district 3. Voor verdere details verwijzen we naar de GIS-bestanden (shapefiles) (zie Bijlage 1).

De beheervoorstellen voor de Grote Nete zijn samengevat in Tabel 18, verdeeld over onderhouds- en omvormingsbeheer en de eronder ressorterende beheermaatregelen, telkens per dijkzone.

Inzoomend op de landzijde van de dijk wordt bijvoorbeeld voor 33.0 km de beheermaatregel 'onderhoud kruidige vegetatie' geadviseerd ter behoud van de doelvegetatie die er aanwezig is. Dit is bijna 60% van het dijktraject. De beheermaatregel 'omvorming kruidige vegetatie' wordt voor een lengte van 18.6 km voorgesteld ter ontwikkeling van de doelvegetatie.

Tabel 18 Samenvatting van de beheervoorstellen voor de Grote Nete verdeeld over de verschillende beheermaatregelen per dijkzone, uitgedrukt in totaal aantal kilometer.

Grote Nete	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen	Totaal beheer
Onderhoudsbeheer						
onderhoud kruidige vegetatie	12.3	53.3	51.5	33.0	26.8	176.9
onderhoud bomen/struiken	2.1				6.8	8.9
onderhoud riet/ruigte	29.6				5.4	35.0
Omvormingsbeheer						
omvorming kruidige vegetatie	11.3	4.6	6.9	18.6	7.8	49.2
omvorming bomen/struiken			0.2	2.9		3.1
omvorming riet		1.3	0.3	0.5		2.1
omvorming exoten	2.4	0.1	0.0	0.4	0.6	3.5
Geen data/ander beheer				0.1	0.0	0.1
<i>Totaal per dijkzone</i>	57.8	59.4	58.9	55.4	47.3	



Figuur 63 Beheervoorstel voor district 3 waar de geadviseerde beheermaatregelen voor de landzijde van de dijk met verschillende kleuren zijn aangegeven (A: Grote Nete tussen Rumst en Lier; B: Grote Nete tussen Lier en Itegem en Kleine Nete tussen Lier en Grobbendonk).

5.2.2 Kleine Nete

In Figuur 63 is ter illustratie het beheervoorstel gegeven voor de landzijde van de dijken van de Kleine Nete. Voor verdere details verwijzen we naar de GIS-bestanden (shapefiles) (zie Bijlage 1).

Een samenvatting van de beheervoorstellen voor de Kleine Nete is gegeven in Tabel 19. In deze tabel is per dijkzone het totaal aantal kilometer gegeven waar de verschillende beheermaatregelen worden voorgesteld.

Op de landzijde van de dijken van district 3 wordt bijvoorbeeld de beheermaatregel 'onderhoud kruidige vegetatie' voorgedragen langs 25.5 km dijktraject, terwijl voor 5.6 km dijktraject de beheermaatregel 'omvorming kruidige vegetatie' wordt geadviseerd. Langs bijna 80% van het dijktraject langs de Kleine Nete is met andere woorden de doelvegetatie aanwezig waarvoor een onderhoudsbeheer wordt geadviseerd. Voor de overige 20% is een omvormingsbeheer aangewezen ter ontwikkeling van de doelvegetatie.

Tabel 19 Samenvatting van de beheervoorstellen voor de Kleine Nete verdeeld over de verschillende beheermaatregelen per dijkzone, uitgedrukt in totaal aantal kilometer.

Kleine Nete	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen	Totaal beheer
Onderhoudsbeheer						
onderhoud kruidige vegetatie	11.4	31.8	30.6	25.5	22.7	122.1
onderhoud bomen/struiken	1.6				0.4	2.0
onderhoud riet/ruigte	10.0				0.9	10.9
Omvormingsbeheer						
omvorming kruidige vegetatie	8.8	1.3	2.4	5.6	4.8	22.9
omvorming bomen/struiken				0.2		0.2
omvorming riet						0.0
omvorming exoten	1.6	0.0		0.5	0.5	2.7
Geen data/ander beheer	0.1			0.1		0.2
Totaal per dijkzone	33.6	33.2	33.0	31.9	29.3	

6 OPVOLGING

6.1 WAT ZIJN DE GESTELDE DOELEN EN BIJGEVOLG INFORMATIEBEHOEFTE

Implementatie van het beheervoorstel heeft als hoofddoel om het aandeel van de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) te maximaliseren. Deze vegetatietypes garanderen de hoogste erosiebestendigheid, de laagste onderhoudskost (laagste biomassa-productie) en de hoogste ecologische waarde.

Het beheervoorstel is gestoeld op de huidige toestand van de vegetatie, of eenvoudigweg op het momenteel aanwezige vegetatietype. Om het beheer op termijn te kunnen bijstellen, is het essentieel een gebiedsdekkend beeld te hebben van waar welke vegetatietypes aanwezig zijn op de dijken (vegetatiekaart) en dit met een retourperiode van 4 jaar.

Concrete doelstellingen betreffende het aandeel of oppervlakte (lengte) dat deze doelvegetaties moeten innemen, zijn niet gesteld. Vandaar dat de opvolging in de eerste plaats een toestandsverandering in het aandeel of oppervlakte (lengte) van deze doelvegetaties moet aangeven (signalerende functie sensu Onkelinx *et al.*, 2008 en Wouters *et al.*, 2008).

Specifieke kwaliteitsvariabelen zoals bedekking van de vegetatie, biomassa-productie en ecologische kwaliteitsindices van de vegetatie kunnen een indicatie geven van de impact van het gevoerde beheer. De mate waarin ze veranderen, geeft een signaal over de gunstige of ongunstige impact van het gevoerde beheer. Voor deze variabelen worden doelstellingen gesteld. De monitoring moet toelaten om te toetsen of de gestelde doelen worden bereikt.

De volgende specifieke kwaliteitsvariabelen kunnen gemonitord en getoetst worden aan de gestelde doelen:

- De **bedekking** van de vegetatie. VTV (2007) stelt dat de zode of vegetatie op de dijken een minimale bedekking van 70% moet hebben.
- De bovengrondse **biomassa-productie** situeert zich tussen de 0.8 en 4.4 ton droge stof (DS) per hectare (dit bereik komt overeen met de 5- en 95-percentielwaarde van de biomassa's gemeten in de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) (n = 38)).
- Voor de ecologische **kwaliteitsbeoordeling van de vegetatie** worden de volgende variabelen gemeten en getoetst aan de richtwaarden bepaald door Van Kerckvoorde (2016).
 - Aantal soorten hogere planten in een proefvlak van 4 m² is > 15
 - Shannon diversiteitsindex bedraagt > 1.8
 - Ellenberggetal voor nutriënten < 6.4

6.2 DATAVERZAMELING

Om de informatiebehoeften in te vullen en de gestelde doelen te toetsen is een meetnet op twee schaalniveaus nodig. Een vegetatiekartering dient op gebiedsniveau te gebeuren. Om de specifieke kwaliteitsvariabelen op te volgen is evenwel een meetnet op puntniveau vereist. Met puntniveau worden proefvlakken of permanente kwadraten (PQ) bedoeld.

Het meetnet en de meetmethodiek zijn zodanig ontworpen dat ze de nodige informatiebehoeften opleveren met voldoende juistheid en precisie en dit bij een minimale meetkost.

6.2.1 Gebiedsniveau

Het huidige beheervoorstel is gebaseerd op het vegetatietype dat momenteel aanwezig is op de dijken, en dit voor alle dijken binnen het behandelde district. Om in de toekomst het beheer te kunnen bijsturen is het essentieel om te beschikken over een geactualiseerde gebiedsdekkende vegetatiekaart die aangeeft waar welke vegetatietypes aanwezig zijn op de dijken. Op basis van deze nieuwe kaart kan het beheervoorstel voor alle dijken van het district worden bijgesteld, indien nodig. De waterbeheerder wenst dit met een retourperiode van 4 jaar.

Voor de dijkkartering of beter vegetatiekartering wordt dezelfde methodiek gebruikt zoals beschreven onder 4.1. Het enige verschil is dat enkele vegetatietypes worden toegevoegd met name (Italiaans) raaigrasland en Variabele ruigte met boom/struik (zie 8).

6.2.2 Puntniveau

Om de specifieke kwaliteitsvariabelen te monitoren is een meetnet op puntniveau nodig. De uitbouw van het meetnet en meetmethodiek die gebruikt zullen worden om de specifieke kwaliteitsvariabelen van de vegetatie te meten, worden in onderstaande hoofdstukken toegelicht.

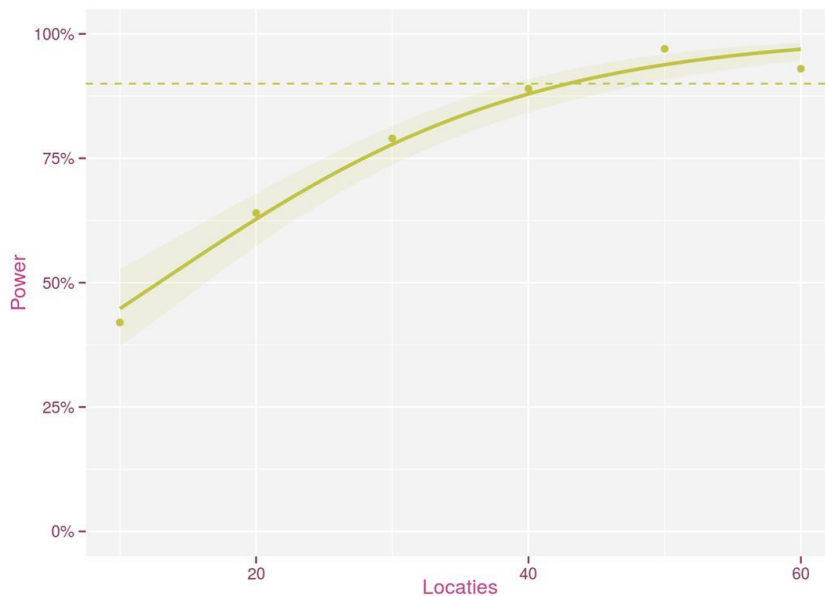
6.2.2.1 Uitbouw meetnet

6.2.2.1.1 Bepaling steekproefgrootte en -ontwerp

Het meetnet is zodanig ontworpen dat een uitspraak op schaal van het district kan gedaan worden. Bij het bepalen van de steekproefgrootte of het nodige aantal proefvlakken is gekozen voor een onderscheidend vermogen (power) van 0.9 (i.e. de kans dat een werkelijk effect wordt gedetecteerd) en een significantieniveau van 0.1 (i.e. de kans dat een effect wordt gemeten dat er in werkelijkheid niet is). Indien het meetnet in staat moet zijn om een effect van $\pm 2\%$ te detecteren tussen twee 2 meetsessies (4 jaar), is een steekproefgrootte van 40 proefvlakken vereist, waarbij telkens 4 meetpunten per proefvlak worden genomen (Figuur 64). Een steekproef van die omvang met telkens 4 meetpunten (replica's) laat toe om veranderingen in de bedekking van $\pm 2\%$ te achterhalen op niveau van het district, idem voor wat de biomassaproductie betreft.

Bovendien wordt gekozen voor permanente proefvlakken (PQ's). Bij het opvolgen van evoluties in de tijd heeft het herhaaldelijk meten in dezelfde proefvlakken (PQ's) als groot voordeel dat de variabiliteit tussen de proefvlakken minder speelt waardoor de steekproefgrootte ook lager kan gehouden worden zonder in te boeten aan accuraatheid (Onkelinx *et al.*, 2008).





Figuur 64 Invloed van het aantal locaties (of proefvlakken) op het onderscheidend vermogen (power) bij een effectgrootte van 2% in 4 jaar en een significantieniveau van 0.1 met als voorwaarde dat 4 meetpunten (replica's) per proefvlak worden genomen bij de bepaling van de bedekking.

6.2.2.1.2 Steekproeftrekking en installatie van het meetnet

Als steekproefkader is de vegetatiekaart (2015) van de dijken gebruikt. Gezien alle proefvlakken op de landzijde van de dijk worden gelegd, is enkel deze dijkzone van de vegetatiekaart in rekening gebracht en dan uitsluitend de begroeide trajecten (verhardingen, bebouwing, tuinen, etc. zijn uitgesloten).

Om een representatief beeld te krijgen van de kwaliteit van de vegetatie op de landzijde van de dijken, is gekozen voor een systematische steekproeftrekking. Dit houdt in dat de proefvlakken op een vaste afstand van elkaar zijn gesitueerd. Deze afstand is berekend door het totaal aantal kilometer dijktraject aan landzijde (met vegetatie) te delen door het nodig aantal proefvlakken. Theoretisch zijn 40 proefvlakken vereist, maar om het eventuele verlies van proefvlakken in te calculeren, is geopteerd om 5 extra proefvlakken te selecteren (Figuur 66).

Voor district 3 bedraagt de afstand tussen de proefvlakken 1900 m. Om deze concreet uit te zetten is in een GIS systematisch in stroomafwaartse richting om de 1900 m een proefvlak gelegd; in de eerste plaats langs de linkeroever en vervolgens langs de rechteroever van de Grote Nete. Op gelijkaardige manier zijn de proefvlakken langs de Kleine Nete afgebakend (Figuur 66). Op deze manier zijn nog niet de effectieve proefvlakken vastgelegd maar punten op de kruin van de dijk. De coördinaten van deze punten zijn gegeven in Bijlage 2.

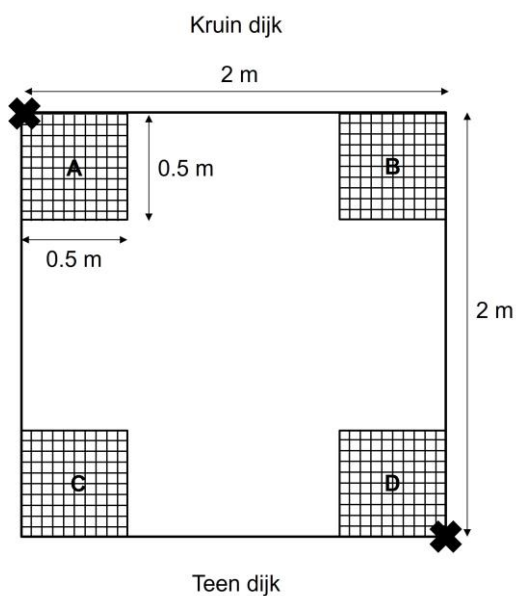
Met behulp van een RTK-GPS zullen deze punten opgezocht worden en zal ter plaatse geoordeeld worden of dit punt representatief is voor een dijkvegetatie. Indien dit punt niet representatief is omdat het bijvoorbeeld net gelegen is ter hoogte van een oprit, duiker, sluis, huis, enz., zal het punt worden bijgesteld. Hiervoor zal het over een random afstand (< 100 m, zie Bijlage 3) worden verschoven in stroomop- of stroomafwaartse richting (deze richting wordt random bepaald door opwerpen van een muntstuk (munt = stroomopwaarts; kop = stroomafwaarts)). Een punt wordt ook als niet representatief beschouwd indien het niet



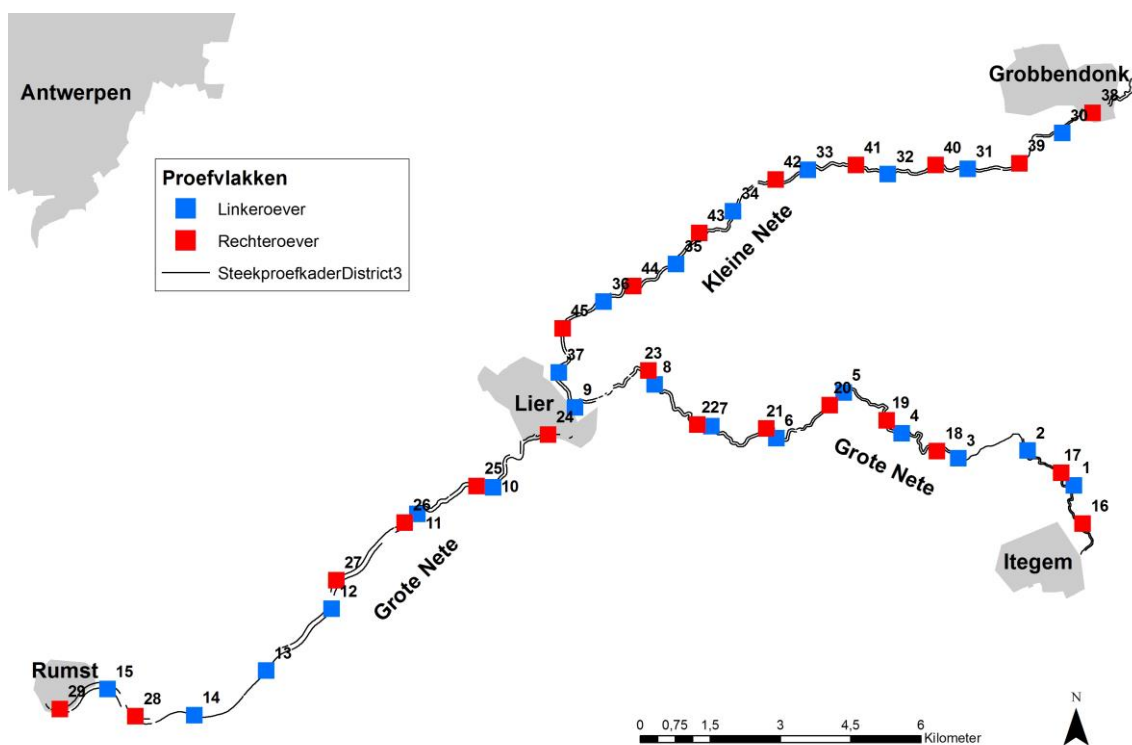
mogelijk is om langs de landzijde van de dijk een proefvlak met homogene vegetatie uit te zetten van 2 x 2 m.

Om het proefvlak definitief te lokaliseren wordt een random afstand gekozen (zie Bijlage 4) en wordt deze uitgezet ten opzichte van de rand van de verharde dienstweg tot zolang een proefvlak van 2 x 2 m kan geïnstalleerd worden met een homogene vegetatie. Indien geen verharde dienstweg of jaagpad aanwezig is, wordt het knikpunt van de kruin-landzijde van de dijk als nulpunt genomen.

Alle proefvlakken of permanente kwadraten (PQ) hebben een grootte van 2 x 2 m en liggen parallel aan de dienstweg (Figuur 65). De XY-coördinaten van de overstaande hoekpunten worden nauwkeurig ingemeten met behulp van een RTK-GPS. Met deze XY-coördinaten kan het proefvlak in de toekomst vlot worden teruggevonden. Permanente markeringen worden niet aangebracht. Per proefvlak worden 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m vastgelegd in de hoekpunten van dit proefvlak (A, B, C, D in Figuur 65).



Figuur 65 Standaard van een proefvlak van 2 x 2 m, welke parallel aan de dienstweg is gelegen. In de 4 hoekpunten worden de meetpunten van 0.5 x 0.5 m gelegd (A, B, C, D), ter bepaling van de biomassa en om de bedekking te meten. Met een kruis zijn de vaste hoekpunten aangegeven waarvan de XY-coördinaten gekend zijn.



Figuur 66 Situering van de verschillende proefvlakken van district 3 met weergave van hun uniek nummer (1-45).

6.2.2.2 Methodiek meetobjecten

Alle metingen gebeuren tussen eind mei en midden juni als de graslanden maximaal ontwikkeld zijn. Deze metingen worden in hetzelfde jaar uitgevoerd als de gebiedsdekkende vegetatiekartering van de dijken en dit met een retourperiode van 4 jaar.

6.2.2.2.1 Ecologische kwaliteit vegetatie

Om de analysevariabelen van de ecologische kwaliteit van de vegetatie te kunnen berekenen, wordt een klassieke vegetatieopname gemaakt van het proefvlak (PQ). Hiervoor worden de richtlijnen gevolgd geformuleerd in de INBO-standaardveldprocedure 'Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie SVP 401' (INBO, 2016).

Naast datum en auteur wordt het uniek nummer van het proefvlak genoteerd en wordt in procenten de bedekking van de verschillende aanwezige vegetatie- of structuurlagen ingeschat (boom-, struik-, kruid-, mos-, strooisellaag), net als de totale bedekking. De gemiddelde hoogte van de kruidlaag wordt opgenomen. Vervolgens wordt per laag een volledige soortenlijst gemaakt van alle terrestrische vaatplanten, mossen en lichenen. Binnen elke laag wordt voor elke soort de fenologie genoteerd en de bedekking ingeschat met de schaal van Londo (1976).

6.2.2.2.2 Biomassabepaling

De biomassa van de vegetatie wordt ingemeten in de 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m in het proefvlak (A, B, C, D in Figuur 65). In deze 4 hoekpunten van het proefvlak wordt de bovengrondse biomassa weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte en verzameld. Strooisel,

gedefinieerd als liggend afgestorven plantenmateriaal niet vasthangend aan de moederplant, wordt niet verzameld. Ook terrestrische mossen en korstmossen worden niet verzameld, tenzij ze doorgroeien tot tussen de hogere planten (> 2 cm hoog).

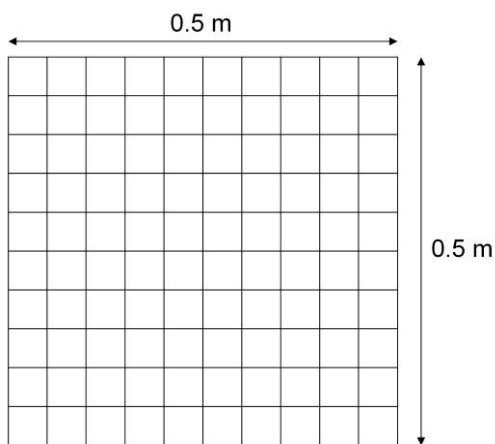
Het plantenmateriaal van de 4 meetpunten wordt apart verzameld en zo snel mogelijk overgebracht naar het labo, waar het wordt gedroogd in een droogstoof bij 70 °C tot er geen gewichtsverlies meer is (Moore & Chapman, 1986). Het gewogen drooggewicht in g/m² wordt verrekend naar ton drooggewicht (DS) per hectare.

Proefvlakken waar reeds beheer (maaien, begrazen) heeft plaatsgevonden worden niet bemonsterd en vervallen als meetpunt. Dit kan tot onderschatting van deze variabele leiden omdat proefvlakken waar een omvormingsbeheer wordt toegepast in de periode van bemonsteren reeds gemaaid zijn.

6.2.2.2.3 Bedekking

Dezelfde 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m als voor de biomassabepaling worden gebruikt voor het meten van de bedekking (A, B, C, D in Figuur 65). In deze meetpunten is de bovengrondse biomassa reeds weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte (zie 6.2.2.2.2).

Voor het inmeten van de bedekking van de vegetatie wordt een raster van 0.5 x 0.5 m gebruikt met rastercellen van 0.05 x 0.05 m (Figuur 67). Elk snijpunt binnen het raster, in totaal 81, stelt een datapunt voor. Ter hoogte van elk snijpunt wordt een pin of staafje neergelaten en genoteerd of dit een hogere plant (V), mos (M), strooisel (S) of kale bodem (K) raakt (raammethode volgens Sýkora & Liebrand, 1987). Het procentueel aandeel hogere plant geeft een waarde voor de bedekking binnen het meetpunt.



Figuur 67 Raster van 0.5 x 0.5 m met 100 rastercellen en 81 snij- of datapunten om de bedekking van de vegetatie in te meten.

6.2.2.3 Procedure

Bij het opmeten van de kwaliteitsvariabelen van de vegetatie wordt op het terrein onderstaande procedure gevolgd. Deze bestaat uit 4 stappen die achtereenvolgens worden uitgevoerd:

1. Uitzetten proefvlak: met behulp van een RTK-GPS worden de 2 overstaande hoekpunten van het proefvlak uitgezet, waarna de twee overige hoekpunten worden uitgemeten. De 4 hoekpunten worden tijdelijk gemarkeerd (bij het eerste bezoek wordt het meetnet definitief geïnstalleerd (zie 6.2.2.1.2)).
2. Vegetatieopname: om de ecologische kwaliteit van de vegetatie te kunnen bepalen wordt een klassieke vegetatieopname gemaakt van het proefvlak, volgens de INBO-standaardveldprocedure 'Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie SVP 401' (INBO, 2016) (zie 6.2.2.2.1).
3. Biomassabepaling: in de hoekpunten van het proefvlak worden 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m uitgezet zoals in Figuur 65 aangegeven, waarna de bovengrondse biomassa wordt weggeknipt, verzameld en gedroogd (zie 6.2.2.2.2).
4. Bedekking: de bedekking van de vegetatie wordt met behulp van een raster van 0.5 x 0.5 m gemeten op dezelfde 4 meetpunten waar de biomassabepaling is gebeurd (zie 6.2.2.2.3).

6.3 DATAOPSLAG EN -VERWERKING

6.3.1 Dataopslag

De gegevens die verzameld worden op gebiedsniveau (gebiedsdekkende vegetatiekaart van de dijken) worden opgeslagen in een geodatabank (GIS).

De metingen van de bedekking van de vegetatie en van de biomassabepaling worden verzameld en opgeslagen in een speciaal ontwikkelde relationele databank.

De vegetatieopnames van de proefvlakken worden opgeslagen in INBOVEG, een databank ontwikkeld en beheerd door het INBO waarin alle vegetatieopnames gemaakt in Vlaanderen, worden verzameld en opgeslagen.

Uit deze databanken kunnen de gegevens worden geëxporteerd ter analyse.

6.3.2 Gegevensverwerking

Om de informatiebehoefte in te vullen is een dataverzameling op twee schaalniveaus vereist. In de lijn hiervan gebeurt ook de verwerking van de verzamelde data op deze schaalniveaus, enerzijds op gebiedsniveau (vegetatiekartering) en anderzijds op puntniveau (bedekking vegetatie, biomassa, ecologische kwaliteit vegetatie).

6.3.2.1 Gebiedsniveau

Het resultaat van de vegetatiekartering is een lijnenkaart met voor elke dijkzone een lijn (standaard 5 parallelle lijnen). Deze lijnen zijn een aaneenschakeling van verschillende lijnstukken, elk lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid, waaraan een bepaald vegetatietype is toegekend.



Op basis van deze kaart wordt het absoluut aantal kilometer die de verschillende vegetatietypes innemen of hun aandeel, berekend en dit per district, per rivier en per dijkzone (zie 4.2). De bekomen waarden zullen vergeleken worden met de resultaten van eerdere karteringen (2015) en laten toe een toestandsverandering te signaleren.

Deze geactualiseerde kaart dient echter vooral om het beheervoorstel bij te stellen, indien nodig, en dit conform de richtlijnen geformuleerd in 5.1.

6.3.2.2 Puntniveau

Vijf parameters worden berekend met behulp van de data verzameld in de proefvlakken.

De bedekking van de vegetatie op het niveau van het district wordt getoetst aan de doelstelling van 70%. Voor elk proefvlak is de bedekking gemeten in de 4 meetpunten, waarbij het procentueel aandeel hogere plant een waarde geeft voor de bedekking. De toetsing gebeurt met een ‘generalized linear mixed model’ met jaartal als fixed effect en proefvlak (plot) en meetpunt (subplot) als random effecten.

Per proefvlak wordt de gemiddelde biomassa productie berekend op basis van de 4 meetpunten en verrekend naar ton droge stof (DS) per hectare. De biomassa productie van de vegetatie op het niveau van het district wordt getoetst of deze binnen het vooropgestelde bereik valt van 0.8 en 4.4 ton droge stof (DS) per hectare. Deze toetsing gebeurt met een t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. Twee testen worden uitgevoerd, één voor elke grenswaarde.

Om de ecologische kwaliteit van de vegetatie te beoordelen worden 3 variabelen betrokken bij de toetsing, allen afgeleid uit de vegetatieopname die van elk proefvlak is gemaakt.

Het aantal hogere planten wordt afgeleid uit de vegetatieopname van elk proefvlak. Vervolgens wordt getoetst of de doelstelling (> 15 soorten hogere planten (zie 6.1)) bereikt is aan de hand van een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. De nulhypothese stelt dat het aantal hogere planten kleiner dan of gelijk is aan 15. Verwerpen van deze nulhypothese aanvaardt de alternatieve hypothese die aangeeft dat het aantal hogere planten groter is dan 15.

Op basis van de vegetatieopname wordt voor elk proefvlak de Shannon diversiteitsindex berekend volgens Shannon & Weaver (1949):

$$H = - \left[\sum_{i=1}^N P_i \ln P_i \right]$$

Waarbij P_i de proportionele bedekking is van de i^{de} soort (waarde tussen 0 en 1), N is het totaal aantal soorten in de vegetatieopname en \ln is het natuurlijk logaritme. Voor de omzetting van de Londo-schaal naar percentages wordt Van Kerckvoorde (2016) gevolgd. Vervolgens wordt getest of de gestelde doelstelling gehaald is ($H > 1.8$) (zie 6.1). Toetsing gebeurt met een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. De nulhypothese stelt dat de Shannon diversiteitsindex kleiner dan of gelijk is aan 1.8. Verwerpen van deze nulhypothese aanvaardt de alternatieve hypothese die aangeeft dat de index groter is dan 1.8.

Tot slot wordt het Ellenberggetal voor nutriënten bepaald. Voor elk proefvlak wordt het gewogen gemiddelde berekend op basis van de bedekking van de soorten en het



corresponderend Ellenberggetal voor nutriënten (N) van elke soort. Deze Ellenberg-indicatorwaarde wordt ontleend aan Ellenberg *et al.* (1992) of aan Hill *et al.* (1999). Nadat het gemiddelde voor alle proefvlakken is berekend, kan getoetst worden of deze gemiddelde waarde lager is dan 6.4 (zie 6.1). Met een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1 wordt getest of de nulhypothese die stelt dat het Ellenberggetal voor nutriënten groter dan of gelijk is aan 6.4 verworpen of aanvaard wordt. Bij het verwerpen van deze nulhypothese wordt de alternatieve hypothese aanvaard die aangeeft dat het Ellenberggetal voor nutriënten kleiner is dan 6.4.

6.4 RAPPORTAGE

Elk jaar zal een van de vier districten worden opgevolgd en gemonitord, en dit telkens op gebieds- en puntniveau. Na de dataverzameling en –verwerking volgt elke keer een rapportering.

In deze rapporten zullen de resultaten van de vegetatiekartering worden gegeven. Enerzijds zullen de resultaten worden samengevat als het absoluut aantal kilometer of het relatief aandeel dat de verschillende vegetatietypes innemen en dit op districtniveau, per rivier en per dijkzone. Bovendien zullen de resultaten van de kartering worden vergeleken met eerdere karteringen, wat moet toelaten om een toestandsverandering aan te tonen (toename, status quo of afname van de doelvegetaties). Anderzijds zullen de resultaten van de vegetatiekartering ook als GIS-bestanden (lijnenkaart, puntenkaart) worden gerapporteerd.

De data verzameld op puntniveau (proefvlakken) laten toe om de gestelde doelstellingen te toetsen voor de bedekking van de vegetatie, de biomassaproductie en de ecologische kwaliteit van de vegetatie (aantal soorten hogere planten, Shannon diversiteitsindex, Ellenberggetal voor nutriënten). De resultaten hiervan worden opgenomen in het rapport.

Bovendien zal in elk rapport een update van het beheervoorstel worden gegeven, gestoeld op de geactualiseerde vegetatiekaart.



7 SPECIFIEKE INRICHTINGS- EN BEHEERMAATREGELEN

7.1 INRICHTING EN ONTWIKKELINGSBEHEER VAN NIEUWE DIJKEN

De primaire functie van dijken in het Schelde-estuarium is waterkering. Om te voldoen aan hun waterkerende functie behoeven dijken een hoge erosiebestendigheid. Dit wordt gerealiseerd door een waterdoorlatende afdeklaag van klei aan te brengen (Hewlett *et al.*, 1987; TAW, 1996) en door een soortenrijke graslandvegetatie te ontwikkelen op de dijk (TAW, 1998; zie 2.3).

Tijdens de aanleg van de dijk wordt de ondoorlatende afdeklaag aangebracht, waarna de kale bodem wordt ingezaaid met een graszaadmengsel zodat zich snel een gesloten grasbekleding ontwikkelt. Volgende hoofdstukken geven richtlijnen omtrent de inrichting van nieuwe dijken met name over graszaadmengsels, de zaaiwijze en -periode, de zaaidichtheid en het aanbrengen van inrichtingsalternatieven.

Het beheer achteraf is echter cruciaal en bepaalt of deze grasbekleding zich omvormt tot een soortenrijk grasland met een hoge erosiebestendigheid (TAW, 1999).

Met het oog op het voorkomen van invasieve exoten op nieuwe dijken dient het gebruik van besmette (lokaal of aangevoerd) grond vermeden te worden (zie 7.2). Klei wordt als afdeklaag gebruikt. Deze klei dient bepaalde fysische eigenschappen te hebben. Toch is het aangeraden om ook chemische kwaliteitscriteria te formuleren zoals zuurtegraad (pH), sulfaatgehalte, enz. zodat deze klei geschikt is om er de doelvegetatie te ontwikkelen.

7.1.1 Inrichting

7.1.1.1 Graszaadmengsel

Momenteel loopt een experiment op een ringdijk in Vlassenbroek waar verschillende graszaadmengsels worden getest maar evengoed spontane kolonisatie. In afwachting van de resultaten van dit onderzoek²² adviseren we om, zoals in eerdere adviezen voorgesteld, nieuw aangelegde dijken in te zaaien met een graszaadmengsel bestaande uit (Vandevoorde *et al.*, 2007; Vandevoorde, 2015):

- Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) (100%)

of

- Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) (75%) en ruw beemdgras (*Poa trivialis*) (25%)

Sowieso is het aangewezen om altijd een mengsel van verschillende cultivars of variëteiten in te zaaien, dit verhoogt de kans dat er één cultivar of variëteit aanslaat. Voor Italiaans raaigras (*L. multiflorum*) wordt daarom een mengsel ingezaaid van tetraploïde (4n) (breedbladige) en diploïde (2n) (smalbladige) variëteiten of cultivars.

²² Het experiment is gestart in mei 2020. De eerste resultaten worden verwacht na het vegetatieseizoen van 2023, de definitieve na het vegetatieseizoen van 2025.

Italiaans raaigras is een grassoort die op zowat alle bodems gedijt. Toch zijn er wisselende ervaringen met het inzaaien van deze soort (mededeling Michiel Derycke 18/12/2014). Dit kan te maken hebben met de ongunstige weersomstandigheden na het inzaaien, met de bodemgesteldheid, met niet-aangepast initieel beheer of met het minder geschikt zijn van het ingezaaide mengsel.

Het experiment dat momenteel loopt in Vlassenbroek moet nagaan of deze geadviseerde mengsels al dan niet geschikt zijn (zie 8). Vandaar dat we een alternatief graszaadmengsel aanreiken naar analogie met Fliervoet (1992). In Nederland heeft men namelijk specifiek voor het inzaaien van dijken zaadmengsels samengesteld die ook als dusdanig te verkrijgen zijn in de handel, het zogenaamde D1- en D2-mengsel, waarvan het D1-mengsel de voorkeur geniet (Fliervoet, 1992):

- D1-mengsel: Engels raaigras (*Lolium perenne*) (40%), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) (25%)²³, veldbeemdgras (*Poa pratensis*) (25%), witte klaver (*Trifolium repens*) (10%)²⁴
- D2-mengsel: Engels raaigras (*Lolium perenne*) (10%), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) (60%)²⁵, veldbeemdgras (*Poa pratensis*) (30%)

7.1.1.2 Zaaiwijze en -periode

Niet enkel de weersomstandigheden en de bodemgesteldheid maar ook de zaaiwijze en vooral -periode bepalen het opkomstsucces van het ingezaaide gras.

De beste periode om in te zaaien is in april of in de nazomer (augustus tot half september) (Fliervoet, 1992). Al kan dit tegenwoordig ook nog later in het najaar, zo lang het vochtig genoeg is en niet te koud.

Graszaden kiemen het best als ze 1-3 cm in de grond worden gebracht en daarna licht worden aangedrukt. Daarom adviseren we de volgende zaaiwijze (naar Fliervoet, 1992):

- 1) Licht aandrukken van de grond
- 2) Losmaken van de bovenste 5 cm (frozen, eggen)
- 3) De graszaden inzaaien op ca. 2 cm diepte
- 4) Licht aandrukken van de grond

Bodemverbeteraars onder de vorm van organische of anorganische meststoffen **worden niet toegediend**. Dit hypothekeert de beoogde verschraling. Een proces dat net door aangepast beheer een daling van de nutriëntengehaltes nastreeft; essentieel om een erosiebestendige soortenrijke graslandvegetatie te ontwikkelen (zie 3.1).

²³ Het betreft 2 variëteiten van rood zwenkgras (*Festuca rubra*), gewoon en uitlopervormend of met fijne en forse uitlopers, resp. 15% en 10%.

²⁴ Het inzaaien met bloemzaden van inheemse planten, zoals witte klaver (*Trifolium repens*) kan een positief effect hebben op de biodiversiteit, maar houdt een aantal ecologische risico's in. Bloemzaadmengsels kunnen een bron zijn van invasieve uitheemse plantensoorten. Daarnaast kunnen ongunstige genetische varianten van inheemse soorten de lokale genetische varianten (genotypes), die aan de plaatselijke omstandigheden zijn aangepast, wegconcurreren. Bloemzaadmengsels kunnen ook afwijkende kleurvariëteiten of cultuurvarianten bevatten van inheemse plantensoorten (Mergeay, 2012; Vandevoorde, 2015).

²⁵ Het gaat over 2 variëteiten van rood zwenkgras (*Festuca rubra*), gewoon en uitlopervormend of met fijne en forse uitlopers, beide 30%.



7.1.1.3 Zaaidichtheid

Fliervoet (1992) hanteert een wisselende zaaidichtheid: 30 kg/ha bij inzaaien in april tot 60 kg/ha bij inzaaien in de nazomer (augustus tot half september). Dit verhoogt de kans dat zich tegen de winterperiode een gesloten grasmat heeft gevormd.

Spontane kolonisatie door andere gras- en plantensoorten wordt bespoedigd door inzaaien aan lage dichtheden. Vanuit civieltechnisch oogpunt is echter een gesloten grasmat vereist en dit zo snel mogelijk. Daarom raden we aan om een maximale zaaidichtheid van 50 kg/ha aan te houden. Indien een hogere zaaidichtheid gebruikt wordt, is de dominantie van Italiaans raaigras of andere ingezaaide grassoorten te groot. Dit kan een negatief effect hebben op de vestiging van andere, gewenste soorten (Pywell *et al.*, 2002).

7.1.1.4 Inrichtingsalternatieven

De fysische en chemische eigenschappen van de klei van de afdeklaag kunnen de kieming van de graszaden en de ontwikkeling van een gesloten grasmat belemmeren. TAW (1996) en Vandevoorde *et al.* (2007) adviseren om de afdeklaag op te delen in een onderlaag die bestaat uit klei of zware klei (i.e. vette klei) die voldoet aan de gestelde fysische en chemische eigenschappen in termen van plasticiteit, vloeigrens, zandgehalte, organisch stofgehalte, enz. maar daarboven een toplaag aan te brengen van circa 30 cm dik die kieming en vegetatieontwikkeling mogelijk laat. Deze toplaag heeft bij voorkeur een lager kleigehalte (< 25%), een hoger zandgehalte, voldoende organische stof en lage nutriëntengehaltes.

7.1.2 **Ontwikkelingsbeheer**

Cruciaal en succesbepalend in de ontwikkeling van een erosiebestendige grasmat is het ontwikkelingsbeheer van het net ingezaaide dijktaalud (TAW, 1999). Het initieel toe te passen ontwikkelingsbeheer of onderhoud komt overeen met het omvormingsbeheer van kruidige vegetatie (zie 3.2.3.1).

Dit houdt in dat een verschrallend maaibeheer wordt toegepast. Tweemaal per jaar wordt er gemaaid. Een eerste keer vanaf half mei, een tweede keer vanaf half augustus²⁶. Het maaisel wordt telkens zo snel mogelijk afgevoerd, best binnen de week. Nieuwe dijken die in het voorjaar zijn ingezaaid kunnen al een eerste keer gemaaid worden vanaf half augustus.

In het begin zal de vegetatie hoofdzakelijk bestaan uit de ingezaaide grassoorten waartussen ook éénjarige 'onkruiden' zullen verschijnen. Na de eerste maaibeurt zullen deze al grotendeels verdwijnen omdat ze enerzijds niet bestand zijn tegen maaibeheer en anderzijds zullen ze ook weggeconcurrereerd worden door de grassen. De ingezaaide grassoorten zullen verschillende jaren standhouden maar stelselmatig worden vervangen door andere grassen en kruiden die het grasland spontaan koloniseren.

De ontwikkeling van de grasmat tot een gesloten soortenrijke en erosiebestendige graslandvegetatie neemt zeker 3 tot 5 jaar in beslag (TAW, 1999). In functie van de ontwikkeling tot de doelvegetatie kan op termijn overgeschakeld worden op onderhoudsbeheer (zie 3.2.2.1). Voor verdere richtlijnen omtrent maaibeheer verwijzen we naar 3.2.2.1.1 en 3.2.3.1.

²⁶ Afhankelijk van de duur van het groeiseizoen kan een 3^e maaibeurt nuttig zijn in de periode midden september-oktober (zie 3.2.3.1).

7.2 BESTRIJDING VAN INVASIEVE EXOTEN (VAATPLANTEN)

7.2.1 Wat zijn invasieve exoten?

Uitheemse soorten, ook wel exoten genoemd, zijn planten, dieren, schimmels of zelfs micro-organismen die door menselijk toedoen, bewust of onbewust, buiten hun natuurlijke verspreidingsgebied zijn geïntroduceerd (www.ecopedia.be/inleiding_exoten).

De overgrote meerderheid van deze uitheemse soorten veroorzaakt geen problemen. De meeste weten zich zelfs niet te vestigen omdat ze bijvoorbeeld niet zijn aangepast aan het heersende klimaat. Andere vestigen zich wel, maar groeien niet uit tot een plaag of richten geen schade aan. Een kleine minderheid van de uitheemse soorten (1 op 1000, “tens rule” (Williamson & Fitter, 1996)) hebben, na vestiging en uitbreiding, wel een negatieve impact op de natuur, de volksgezondheid of op de infrastructuur. Deze worden invasieve uitheemse soorten of invasieve exoten genoemd.

Het succes van invasieve plantensoorten is soms te verklaren door een aantal gemeenschappelijk eigenschappen maar hun succes is vaak moeilijk te voorspellen op basis van karakteristieken of eigenschappen van soorten (Thompson & Davis, 2011). Veelal groeien ze snel, hebben ze een brede habitatkeuze, een efficiënte zaadverspreiding, een groot regeneratief vermogen en weinig natuurlijke vijanden.

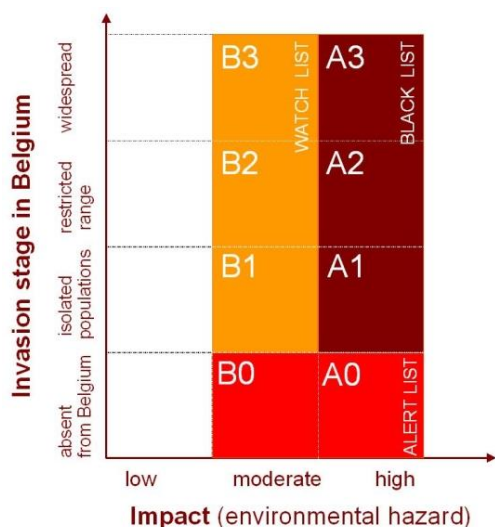
Om te bepalen welke uitheemse plant- en diersoorten potentieel invasief zijn in België, heeft het Belgian Forum on Invasive Species (BFIS, ias.biodiversity.be) een beoordelingssysteem uitgewerkt: het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment) (http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf) (Branquart, 2007; Vanderhoeven *et al.*, 2015). Dit protocol berekent voor alle soorten een ecologische impactscore door ze te beoordelen of te scoren op vier eigenschappen: hun verspreidingsvermogen, de mate waarin ze waardevolle natuurlijke habitats kunnen koloniseren, hun impact op inheemse soorten en hun impact op ecosysteemfuncties. Deze score voor ecologische impact wordt gecombineerd met hun huidige verspreiding in België en leidt zo tot een classificatie. Ondertussen zijn de ISEIA-scores reeds vrij oud en aan herziening toe. Voor sommige soorten is de verspreiding geëvolueerd, voor andere is nieuwe informatie over impact beschikbaar. Toch gaan we ervan uit dat ze nog steeds een vrij goed beeld geven van de voor biodiversiteit potentieel problematische soorten²⁷.

Soorten met een hoge totale impactscore worden als zeer invasief beoordeeld en komen op de zwarte lijst terecht (i.e. soorten met code A1, A2 of A3)²⁸. Soorten met een middelmatige totale impactscore komen op een bewakingslijst (oranje) (i.e. soorten met code B1, B2 of B3). Soorten met een middelmatige of hoge impactscore, nog niet aanwezig in België maar wel in naburige landen, zijn op de alarmlijst gezet (code B0 of A0) (Figuur 68).

²⁷ D'hondt & Adriaens (2022) sommen de mogelijkheden op om tot een actuele nationale lijst van potentieel invasieve soorten te komen. Ook wordt momenteel op het INBO een screening uitgevoerd van zorgwekkende plantensoorten binnen terreinen in beheer bij De Vlaamse Waterweg nv.

²⁸ De getallen in de codes verwijzen naar hun verspreiding in België: 0: afwezig, 1: geïsoleerd, 2: beperkt en 3: wijdverspreid.

Deze lijst bevat 67 vaatplanten waarvan er 26 zijn aangetroffen tijdens het uitvoeren van de dijkkartering alsook tijdens het karteren van de schorren (Van Ryckegem *et al.*, 2016, 2020); 15 van de zwarte lijst en 10 van de bewakingslijst (Tabel 20)²⁹.



Figuur 68 Categorieën toegekend aan uitheemse soorten volgens het ISEIA-protocol op basis van hun impactscore en verspreiding (uit Branquart, 2007).

Sinds 1 januari 2015 is de Europese Verordening 1143/2014 betreffende de preventie en beheersing van de introductie en verspreiding van invasieve uitheemse soorten van kracht. De eerste zogenaamde Unielijst is gepubliceerd op 13 juli 2016 en bestond uit 37 soorten, waarvan 14 plantensoorten³⁰ (http://www.ecopedia.be/exoten_euverordening). Sindsdien is deze lijst geactualiseerd en uitgebreid tot onder andere 40 soorten vaatplanten (Tabel 21); de laatste update dateert van 2 augustus 2022. Voor deze soorten geldt het volgende:

- Een totaalverbod op bezit, handel, transport, teelt en vrijstelling in de natuur.
- Een surveillance systeem, geïntegreerd met lopende monitoring, moet worden opgesteld om de aanwezigheid van deze soorten zo snel mogelijk op te sporen.
- Indien een soort is waargenomen, dient deze zo snel mogelijk te worden bestreden om zo een negatieve impact te vermijden. Deze bestrijding is een gedeelde verantwoordelijkheid van (lokale) overheden en terreineigenaars.
- Voor soorten op de lijst die reeds wijdverspreid zijn, dienen maatregelen te worden genomen om ze zoveel mogelijk onder controle te houden.

Momenteel zijn op de dijken van district 3 vindplaatsen gekend van drie soorten van de Unielijst: hemelboom (*Ailanthus altissima*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

²⁹ De lijst van de aangetroffen invasieve plantenexoten is hoogstwaarschijnlijk onvolledig omdat het noch van de kartering van de schorren (Van Ryckegem *et al.*, 2016, 2020), noch van de kartering van de dijken een doelstelling was om alle invasieve exoten in kaart te brengen.

³⁰ Uitvoeringsverordening (EU) 2016/1141 van de commissie van 13 juli 2016 tot vaststelling van een lijst van voor de Unie zorgwekkende invasieve uitheemse soorten krachtens Verordening 1143/2014 van het Europees Parlement en de Raad.

https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm

Tabel 20 Overzicht van de aangetroffen invasieve exoten langs de dijken (en schorren) van district 1, 2 en 3, met aanduiding van hun ISEIA-code (Figuur 68). Soorten van de zwarte lijst (code A1, A2, A3) zijn donkergrijs gemarkeerd en soorten van de bewakingslijst zijn okerkleurig gemarkeerd (code B1, B2, B3). (*Tussen de verschillende duizendknoopsoorten en hun hybride is geen onderscheid gemaakt tijdens de kartering). Soorten aangeduid met ¹ komen zeker voor op de schorren en/of dijken van district 3.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	ISEIA categorie
Vederesdoorn	<i>Acer negundo</i>	B2 ¹
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i>	A2 ¹
Amerikaans krentenboompje	<i>Amelanchier lamarckii</i>	B2
Smalle aster	<i>Aster lanceolatus</i>	A2
Zwart tandzaad	<i>Bidens frondosa</i>	B3
Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i>	B3 ¹
Vlakke dwergmispel	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	A2
Japanse duizendknoop*	<i>Fallopia japonica</i> *	A3 ¹
Sachalinse duizendknoop*	<i>Fallopia sachalinensis</i> *	A2 ¹
Boheemse duizendknoop*	<i>Fallopia x bohemica</i> *	A2 ¹
Aardpeer	<i>Helianthus tuberosus</i>	A3
Reuzenberenklauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	A3 ¹
Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i>	A3 ¹
Waterteunisbloem	<i>Ludwigia grandiflora</i>	A2 ¹
Mahonia	<i>Mahonia aquifolium</i>	A2
Teunisbloem	<i>Oenothera spp.</i>	
Napjeswingerd	<i>Parthenocissus spp.</i>	B3 ¹
Laurierkers	<i>Prunus laurocerasus</i>	B1
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i>	A3 ¹
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	B3 ¹
Fluweelboom	<i>Rhus typhina</i>	B1
Gewone robinia	<i>Robina pseudoacacia</i>	B3 ¹
Rimpelroos	<i>Rosa rugosa</i>	A3 ¹
Bezemkruid	<i>Senecio inaequidens</i>	B3 ¹
Canadese guldenroede	<i>Solidago canadensis</i>	A3 ¹
Late guldenroede	<i>Solidago gigantea</i>	A3

Tabel 21 Vastgestelde lijst van voor de Unie zorgwekkende invasieve plantensexoten (Unielijst) van de EU-Verordening nr. 1143/2014, met hun status in Vlaanderen (Adriaens *et al.*, 2020). De soorten aangeduid met een asterisk* zijn toegevoegd sinds 02/08/2017, deze aangeduid met ** sinds 15/08/2019 en deze met *** sinds 02/08/2022 (de status van deze laatste zijn eigen inschattingen op basis van www.waarnemingen.be (d.d. 21/12/2022)).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Status
Wilgacacia	<i>Acacia saligna</i> (Labill.) Wendl.	niet in Vlaanderen**
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	gevestigd**
Alligatorkruid	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	niet in Vlaanderen*
Amerikaans bezemgras	<i>Andropogon virginicus</i> L.	niet in Vlaanderen**
Zijdeplant	<i>Asclepias syriaca</i> L.	vermoedelijk sporadisch*
Struikaster	<i>Baccharis halimifolia</i> L.	gevestigd
Waterwaaier	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray	gevestigd
Ballonrank	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	niet in Vlaanderen**
Aziatische boomwurper	<i>Celastrus orbiculatus</i> Thunb.	sporadisch***
Hoog pampagras	<i>Cortaderia jubata</i> (Lemoine ex Carrière) Stapf	niet in Vlaanderen**
Roze rimpelgras	<i>Ehrharta calycina</i> Sm.	niet in Vlaanderen**
Waterhyacint	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	sporadisch
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	gevestigd*
Gewone gunnera	<i>Gunnera tinctoria</i> (Molina) Mirb.	niet in Vlaanderen*
Smalle theeplant	<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.	niet in Vlaanderen**
Hakea	<i>Hakea sericea</i> Schrad. & J.C. Wendl.	niet in Vlaanderen***
Reuzenberenklauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i> Somm. et Lev.	gevestigd*
Perzische berenklauw	<i>Heracleum persicum</i> Desf.	niet in Vlaanderen
Sosnowsky's berenklauw	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.	niet in Vlaanderen
Oosterse hop	<i>Humulus scandens</i> (Lour.) Merr.	niet in Vlaanderen**
Grote waternavel	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. fil.	gevestigd
Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	gevestigd*
Afghaanse duizendknoop	<i>Koenigia polystachya</i> (Wall. ex Meisn.) T.M. Schust. & Reveal	sporadisch***
Verspreidbladige waterpest	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	gevestigd
Chinese struikklover	<i>Lespedeza cuneata</i> (Dum. Cours.) G. Don	niet in Vlaanderen**
Waterteunisbloem	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michaux) Greuter & Burdet	gevestigd
Postelein-waterlepelkje	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P. H. Raven	gevestigd
Japane klimvaren	<i>Lygodium japonicum</i> (Thunb.) Sw.	niet in Vlaanderen**
Moerasaronskelk	<i>Lysichiton americanus</i> Hultén & H. St. John	gevestigd
Japans steltgras	<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A. Camus	niet in Vlaanderen*
Parelvederkruid	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vellozo) Verdcourt	gevestigd
Ongelijkbladig vederkruid	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michaux	gevestigd*
Schijnambrosia	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	sporadisch
Fraai lampenpoetsersgras	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	niet in Vlaanderen*
Gestekelde duizendknoop	<i>Persicaria perfoliata</i> (L.) H. Gross	niet in Vlaanderen
Watersla	<i>Pistia stratiotes</i> L.	sporadisch***
Mesquite	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	niet in Vlaanderen**
Kudzu	<i>Pueraria montana</i> (Lour.) Merr.	niet in Vlaanderen
Grote vlotvaren	<i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch.	sporadisch**
Talgboom	<i>Triadica sebifera</i> (L.) Small	niet in Vlaanderen**

7.2.2 Aanpak

Algemeen wordt voor de bestrijding van invasieve uitheemse soorten of invasieve exoten de drietrapsaanpak of -strategie gevolgd zoals die voorgeschreven wordt door de Conventie Biologische Diversiteit (www.ecopedia.be/exoten_drietrapsaanpak; Adriaens *et al.*, 2015b; Simberloff *et al.*, 2012).

7.2.2.1 Stap 1. Preventie van nieuwe introducties

Het vermijden van introducties is het meest efficiënt en het goedkoopst. Het verstrekken van informatie, sensibilisering en een gericht beleid kunnen introducties vermijden. Enkele voorbeelden of suggesties van maatregelen zijn:

- Nieuwe dijken niet inzaaien met bloemzaadmengsels gezien deze een potentiële bron van invasieve exoten zijn (Mergeay & Adriaens, 2013; Vandevoorde, 2015).
- Bij aanplantingen kiest de waterbeheerder enkel voor inheemse plantensoorten; aanplant gebeurt bij voorkeur met autochtoon plantmateriaal.
- Groenafval is een potentiële bron van invasieve exoten maar wordt soms gedeponereerd op of nabij dijken. Hierover kan informatie verstrekt worden aan de buurtbewoners.
- In bestekken voor de aanleg of herstel van gronddijken opnemen als voorwaarde dat de gebruikte grond niet besmet mag zijn met wortelstokken noch stengelresten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) of verwante soorten (*F. sachalinensis*) en hybriden (*F. x bohémica*).
- Invasieve uitheemse soorten, zoals reuzenberenklauw, worden soms om esthetische of andere redenen gehouden in privé-tuinen maar dreigen te ‘ontsnappen’ naar het openbaar domein (dijken). Buurtbewoners kunnen geïnformeerd worden over de risico’s en de gevolgen ervan.

De Europese Verordening invasieve exoten³¹ verplicht de lidstaten een analyse uit te voeren van de introductieroutes van tenminste de voor de Unie zorgwekkende, invasieve uitheemse soorten voor onopzettelijke introductie of verspreiding op hun grondgebied (Tabel 21). De lidstaten moeten nagaan welke introductieroutes prioritaire maatregelen vereisen op basis van het aantal soorten of de potentiële schade die de soorten kunnen veroorzaken (Adriaens, 2016).

Op Belgisch niveau werden de introductiewegen van Unielijstsoorten waarvoor actieplannen opgesteld zullen worden geprioriteerd (NSIAS, 2018). Deze kunnen maatregelen omvatten als communicatie, bewustmaking of vorming, bioveiligheid, verhoogde handhaving, gedragscodes, gerichte wetgevende initiatieven of bijkomend onderzoek. Op basis van deze analyse zijn drie clusters van introductiewegen geselecteerd waarvoor gedetailleerde actieplannen zullen worden opgemaakt: verspreiding van planten en dieren via particulier en publiek gebruik, verspreiding via zoetwater en verspreiding via transport van habitatmateriaal. De implementatie van deze actieplannen, verantwoordelijkheden en geassocieerde budgetten, loopt evenwel vertraging op (Adriaens *et al.*, 2020). Hoewel deze analyse algemeen gebeurt, zullen de daaruit voortvloeiende actieplannen ook relevant zijn voor dijksoorten.

³¹ De Europese Verordening 1134/2014 van 22 oktober 2014 betreffende de preventie en beheersing van de introductie van invasieve uitheemse soorten (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02014R1143-20191214>)

7.2.2.2 Stap 2. Vroege detectie en snelle respons (early detection and rapid response)

Wanneer een invasieve exoot zich toch heeft gevestigd op de dijken, is het van het grootste belang dit snel op te merken en gepast in te grijpen. Hoe sneller een introductie of vestiging wordt opgemerkt, hoe efficiënter er kan worden ingegrepen en hoe lager de kost. Snelle respons vereist vaak een initiële investering maar de kost op langere termijn is minder (Adriaens *et al.*, 2015a).

De tweede stap is een cascade van verschillende onderdelen:

- 1) Een invasieve exoot moet worden opgemerkt door een geoefend waarnemer. Of er kan gekozen worden voor een gerichte inventarisatie zoals door Van de Meutter *et al.* (2012).
- 2) Deze waarneming wordt doorgegeven via een meldpunt zoals bijvoorbeeld www.waarnemingen.be/exoten, of via een ander kanaal waarna de melding doorstroomt naar de bevoegde beheerder³².
- 3) Vervolgens kan de beheerder een afweging maken en gepast ingrijpen.

Enkele voorbeelden of suggesties van maatregelen zijn:

- Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) is een bijzonder lastig te bestrijden soort, tenzij het over kleine, pas gevestigde populaties gaat. Die zijn wel nog uit te roeien mits gepast en snel optreden (zie 7.2.3.1).
- Hetzelfde geldt voor reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*). Deze soort is relatief eenvoudig te bestrijden en zeker kleine populaties kunnen uitgeroeid worden maar de soort beschikt wel over een zaadbank (zie 7.2.3.3) (Nielsen *et al.*, 2005).
- Sectorverantwoordelijken en inspecteurs krijgen een opleiding om invasieve plantenexoten te herkennen.

7.2.2.3 Stap 3. Beheren, bestrijden en terugdringen (controle)

Als een invasieve exoot zich toch heeft weten te vestigen, zijn vaak enkel beheermaatregelen mogelijk die verdere verspreiding voorkomen of die de impact van de exoot pogen te minimaliseren. De volledige uitroeiing is veelal onmogelijk en de beheermaatregelen zijn dan ook vooral gericht op het controleren van de populatie, het indijken of tegengaan van verdere verspreiding of het milderen van de impact ervan op inheemse vegetaties. Sowieso zijn het veelal maatregelen waarvan de kosten hoog kunnen oplopen en de efficiëntie ervan laag kan zijn.

Vooraleer maatregelen worden genomen, raden we aan om een beslissings- of afwegingsproces te doorlopen. In de eerste plaats moet overwogen worden of de invasieve exoot de doelstellingen van het geïnfecteerde gebied hypothekeert. Indien deze er bijvoorbeeld toe leidt dat op de dijk de gewenste erosiebestendigheid niet wordt gehaald of onaanvaardbare ecologische of economische schade wordt veroorzaakt, zijn controlemaatregelen aangewezen. Niet enkel het betreffende gebied wordt hierbij in beschouwing genomen maar ook de omliggende gebieden.

Tijdens het beslissings- of afwegingsproces wordt duidelijk vastgelegd welke doelstellingen men wenst te bereiken met de controle- of bestrijdingsmaatregelen. Bovendien gaat men na

³² iASSET dat onder andere gebruikt wordt bij dijkinspecties, kan hier ook een geschikte tool voor zijn.

of het überhaupt technisch mogelijk is om de gestelde doelstellingen te halen met de beschikbare methodes of beheermaatregelen. Ook de financiële haalbaarheid moet afgetoetst worden. Controle- of bestrijdingsmaatregelen kosten vaak veel geld, maar de geleverde inspanningen gaan bijvoorbeeld volledig verloren als er geen budget voorzien is voor de noodzakelijke opvolging en nazorg. Een afwegingskader voor de diverse vormen van risicobeheer is beschikbaar in Booy *et al.* (2017). Dit houdt rekening met:

- Effectiviteit van de methode (hoe effectief is de methode om het vooropgestelde beheerdoel te halen);
- Praktische toepasbaarheid van de methode (bijvoorbeeld toegankelijkheid, legale belemmeringen);
- Kostprijs van de maatregel;
- Neveneffecten van de maatregelen (op niet-doelvegetaties en -soorten);
- Draagvlak voor de maatregelen (acceptatie door publiek);
- Tijdsvenster (hoe snel is actie nodig vooraleer de situatie oncontroleerbaar wordt);
- Kans op herintroductie (bijvoorbeeld vanuit andere populaties in de buurt).

Men houdt best ook rekening met eventuele praktische of juridische beperkende omstandigheden of voorwaarden. Als het gebruik van herbiciden de enige bestrijdingsmethode is, kan deze niet worden toegepast door openbare besturen want sinds 2015 geldt een verbod op het gebruik van pesticiden.

Het resultaat van het beslissings- of afwegingsproces kan ook zijn om voorlopig niets te doen (nulbeheer) en de situatie verder op te volgen, bijvoorbeeld omdat de kosten te hoog zijn, de ongewenste neveneffecten te zwaar doorwegen (Adriaens *et al.*, 2015b) of omdat er geen geschikte bestrijdingsmaatregel is:

- Grote populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) op de dijken zijn met de huidige technieken moeilijk te bestrijden tenzij zeer rigoureuze maatregelen worden genomen (afgraven). Het toepassen van nulbeheer is te overwegen in afwachting van nieuwe bestrijdingstechnieken.
- Kleine populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) kunnen wel bestreden worden door ze uit te graven. Opvolging en nazorg zijn echter essentieel en cruciaal.
- Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) groeit massaal op de zoetwaterschorren waardoor er een constante instroom is van zaden van het schor naar de dijk. Gerichte bestrijding van reuzenbalsemien op de dijken is dan ook weinig efficiënt omwille van de zeer hoge kans tot herintroductie.

De exotenproblematiek langs de Schelde reikt buiten de scope van deze studie. De enige invasieve exoten waaraan hier aandacht is besteed, zijn Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwante soorten en hybriden, reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

Een gestructureerde, integrale aanpak van de exotenproblematiek binnen het Schelde-estuarium is echter aangewezen, niet beperkt tot de dijken maar ook voor de oevers en schorren en de belendende vallei. Een eerste stap is een gerichte inventarisatie van



voorkomen en verspreiding in het Scheldegebied van de plantensoorten die op de Unielijst en/of op de lijst van BFIS (ISEIA-protocol) staan (Vanderhoeven *et al.*, 2015). Deze inventaris is vergelijkbaar met de studie die is uitgevoerd langs de bevaarbare waterlopen in Oost- en West-Vlaanderen (Van de Meutter *et al.*, 2012).

Op basis van de inventaris wordt dan een beheerplan opgesteld volgens de richtlijnen van Adriaens *et al.* (2015b) voor het opstellen van codes goede praktijk.

7.2.3 Maatregelen op maat

Maatregelen op maat worden gegeven voor drie invasieve exoten: Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwante soorten en hybriden, reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

7.2.3.1 Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*)

7.2.3.1.1 Van probleem tot strategie

Eenmaal gevestigd is Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) een moeilijk te bestrijden invasieve exoot. Hetzelfde geldt voor de nauwverwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohémica*)).

De plant loopt reeds vroeg in het seizoen uit, kent een hoge groeisnelheid en groeit hoog uit waardoor er een grote impact op de vegetatie is (Beerling *et al.*, 1994; Hejda *et al.*, 2009). Na verloop van tijd zijn alle andere plantensoorten weggeconcurrerd en blijven monospecifieke vegetaties van duizendknoop over. Niet enkel door hoog uit te groeien beconcurrert duizendknoop andere plantensoorten maar ook via allelopathie³³ (Murrell *et al.*, 2011). Bovendien verandert ze de nutriëntenhuishouding in de toplaag van de bodem (Vanderhoeven *et al.*, 2005). In het najaar sterven de bovengrondse delen volledig af (Beerling *et al.*, 1994) en blijft een kale bodem over wat civieltechnisch niet gewenst is.

Het bestrijden van Japanse duizendknoop is echter moeilijk omdat ze beschikt over een zeer dicht netwerk van ondergrondse wortelstokken vol reservestoffen waaruit ze telkens kan regenereren. Bestrijdingsmaatregelen die mikken op uitputting van de plant zijn daardoor vaak weinig efficiënt. Maaien van de bovengrondse delen zorgt wel voor een reductie van de ondergrondse biomassa (Rouifed *et al.*, 2011) maar dient zeer frequent (maandelijks) te gebeuren. Anders alloceren de bovengrondse scheuten opnieuw voedingsstoffen of fotosynthese-assimilaten naar hun wortelstokken en heeft het maaibeheer geen uitputtend effect op deze wortelstokken. de Groot *et al.* (2011) adviseren daarom om reeds te maaien voor de scheuten 15 cm hoog zijn. Bovendien reageert duizendknoop op maaien door versneld lateraal uit te breiden (Beerling, 1990; Beerling *et al.*, 1994).

Het succes van Japanse duizendknoop is niet enkel te wijten aan het hoog regeneratievermogen maar ook aan haar vegetatief uitbreidingsvermogen. De wortelstokken of rizomen breiden zich systematisch lateraal uit.

Verspreiding van Japanse duizendknoop verloopt uitsluitend vegetatief via wortelstokken of stengels (Beerling *et al.*, 1994). Via wortelstokken is de verspreiding het meest efficiënt (Figuur 69) maar ook regeneratie uit stengels is mogelijk, zelfs uit stengelfragmenten met slechts 1 knoop (Bímová *et al.*, 2003).

³³ Verschijnsel waarbij planten de groei en ontwikkeling van andere planten of organismen positief of negatief beïnvloeden bijvoorbeeld door het afscheiden van chemische stoffen.

Verspreiding gebeurt echter vooral door grondverzet (de Groot *et al.*, 2011; www.bestrijdingduizendknoop.nl). Nieuwe populaties ontstaan door gebruik van onbehandelde grond waarin wortelstokken zitten (Figuur 70 en Figuur 71). Ook bij maaibeheer en zeker bij klepelen, kunnen stengelfragmenten en zelfs wortelstokken zich verspreiden en het begin vormen van nieuwe populaties (Figuur 72 en Figuur 74).



Figuur 69 Een aangespoelde wortelkroon van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) leidt tot een nieuwe vestiging in de breuksteenbestortingen (Kruibeke, 27/05/2019).



Figuur 70 Bouwmateriaal voor de aanleg van dijken dat besmet is met wortelstokken van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). De stengels schieten reeds door. De meeste verspreiding van Japanse duizendknoop gebeurt tegenwoordig door gebruik van besmette grond (02/10/2013).





Figuur 71 Uitschietende Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) op een pas aangelegde dijk doordat grond is gebruikt die besmet was met wortelstokken en/of stengels (02/10/2013).



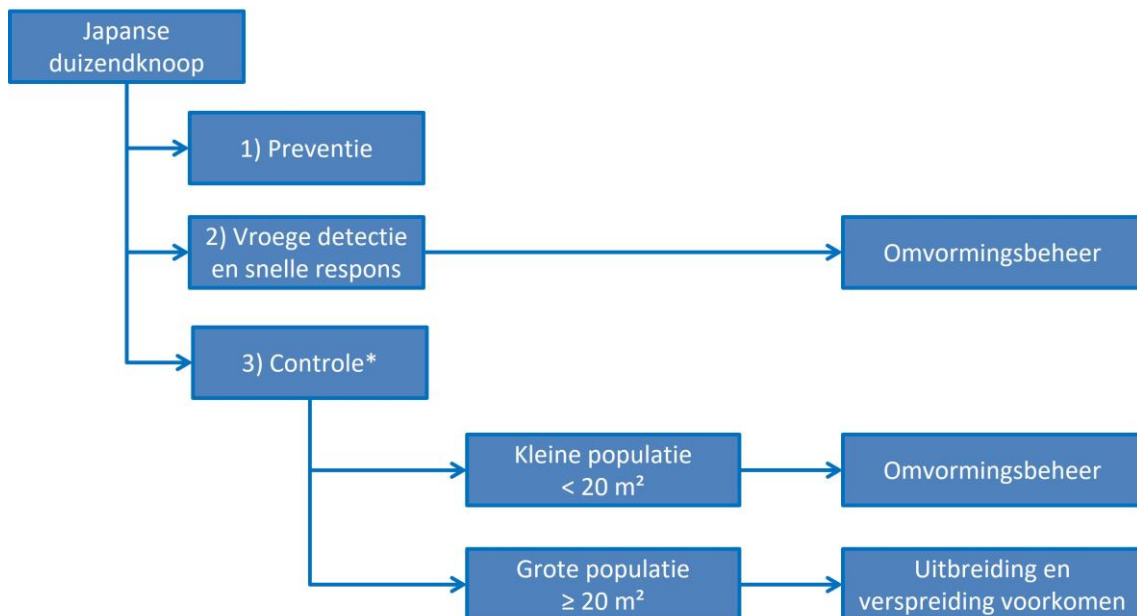
Figuur 72 Het klepelen van populaties Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) houdt risico's in. Stengel- en wortelstokfragmenten kunnen zich verspreiden en het begin vormen van nieuwe populaties (15/05/2013).



Gezien de moeilijkheid om gevestigde populaties uit te roeien richt de geadviseerde strategie zich in de eerste plaats op **preventie (stap 1)** (Figuur 73) (Thoonen & Willems, 2018). Bij de aanleg van nieuwe dijklichamen moet er streng op toegezien worden dat geen besmette grond gebruikt wordt. Er wordt afgezien van maaien en zeker van klepelen (Figuur 72) van duizendknooppopulaties omdat de kans te groot is dat stengel- en wortelstokfragmenten zich verspreiden waardoor nieuwe populaties kunnen ontstaan (Figuur 74). Bovendien stimuleert maaibeheer versnelde laterale uitbreiding (Beerling, 1990).

Gerichte opvolging is nodig om vestiging van nieuwe populaties vroegtijdig te detecteren (**vroeg detectie**) zodat snel gepast kan ingegrepen worden (**snelle respons**) (**stap 2**) (zie 7.2.3.1.2) (Figuur 73).

Bij de keuze van maatregelen die genomen worden ter **controle (stap 3)** van gevestigde populaties, wordt best de populatiegrootte in acht genomen. Kleine populaties ($< 20 \text{ m}^2$) worden omgevormd (zie 7.2.3.1.2.2.1). Bij populaties groter dan 20 m^2 worden maatregelen genomen die uitbreiding en verspreiding voorkomen (zie 7.2.3.1.2.2.2) (Figuur 73 en Figuur 75).



Figuur 73 Flowchart met de drietrapsaanpak voor de invasieve exoot Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwante soorten (*Controle wordt gedetailleerd in Figuur 75).

7.2.3.1.2 Maatregelen

7.2.3.1.2.1 Van preventie tot vroege detectie en snelle respons

De belangrijkste maatregel is **preventie** (stap 1) (zie 7.2.3.1.1). Het ontstaan van nieuwe populaties moet voorkomen en vermeden worden.

Grondverzet waarbij onbehandelde grond wordt gebruikt die geïnficeerd is door wortelstokken en/of stengelfragmenten, is de belangrijkste oorzaak van nieuwe haarden (Figuur 70 en Figuur 76) (de Groot *et al.*, 2011; Thoonen & Willems, 2018; www.bestrijdingduizendknoop.nl). Het opstellen van een code voor goede praktijk voor het omgaan met invasieve duizendknopen is sowieso aangewezen (Thoonen *et al.*, 2019).



Indien grondwerken zijn gepland wordt best op voorhand gecontroleerd of duizendknoop aanwezig is in de werfzone. In alle seizoenen is dit eenvoudig vast te stellen. Wanneer nodig kunnen deze omzichtig worden uitgegraven (onafhankelijk van de grootte van de populatie). Richtlijnen voor het uitgraven worden gegeven in 7.2.3.1.2.2.1. Voor de meest recente goede beheerpraktijken tijdens dergelijke werken en voor de mogelijkheden voor sanering en/of hergebruik van de besmette grond verwijzen we naar Ecopedia (Thoonen *et al.*, 2019): (<https://www.ecopedia.be/pagina/de-verspreiding-van-japanse-duizendknoop-door-grondverzet-vermijden-en-de-besmette-grond>).

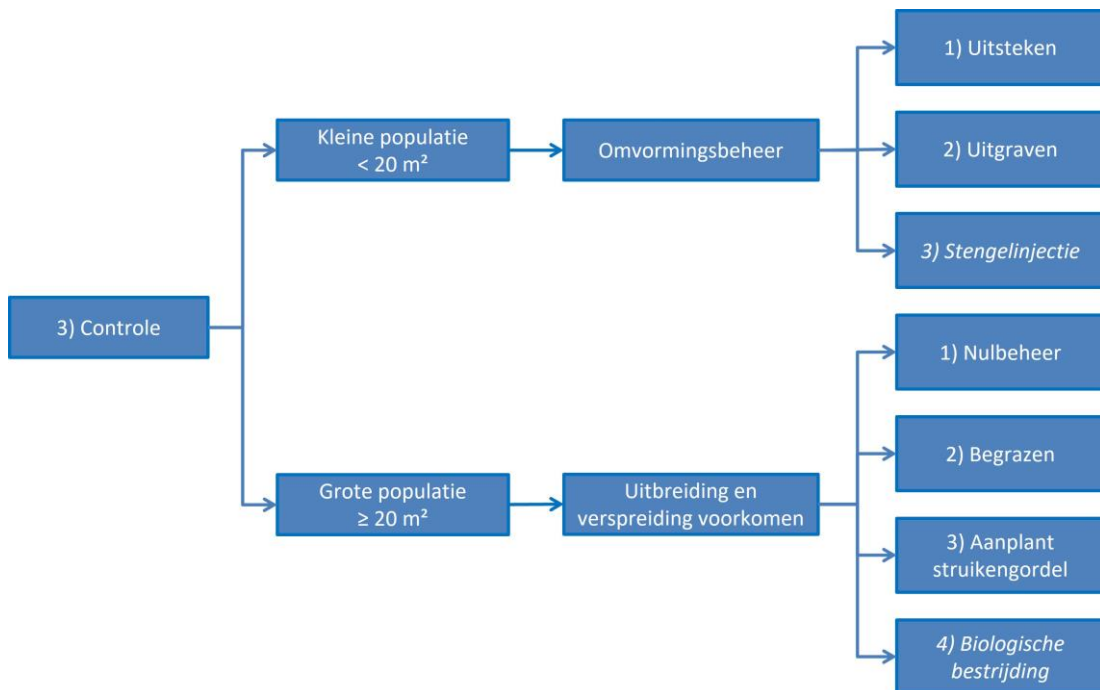
Als gebiedsvreemde grond wordt aangevoerd, bijvoorbeeld voor aanleg of herstel van gronddijken, kan in de specificaties van het bestek worden opgenomen dat de aangevoerde grond niet mag besmet zijn met wortelstokken noch stengelfragmenten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) of verwante soorten.

Een andere preventieve maatregel die het ontstaan van nieuwe populaties belet, is het afzien van maaien van duizendknoop en dan in het bijzonder van klepelen. Bij maai- of klepelwerken is de kans groot dat stengel- en wortelstokfragmenten worden verspreid (Figuur 72 en Figuur 74). Fragmenten kunnen aan de machines blijven hangen of worden weggeslingerd en komen elders op de bodem of in het water terecht (Figuur 69). Zo duikt duizendknoop de laatste jaren steeds meer en meer op in de schorren, waarschijnlijk gegroeid uit aangespoelde wortelstok- of stengelfragmenten (Van Ryckegem *et al.*, 2020).

Naast preventie kunnen via gerichte controles in het voorjaar nieuwe haarden worden opgemerkt en kan snel worden ingegrepen (**vroege detectie en snelle respons**) (stap 2). Deze nieuwe haarden zijn meestal nog klein in omvang waardoor ze nog volledig te verwijderen zijn. Om deze te verwijderen wordt een soortspecifiek omvormingsbeheer toegepast (uitsteken, uitgraven, stengelinjectie). Dit omvormingsbeheer bij vroege detectie en snelle respons zijn dezelfde maatregelen die worden voorgesteld voor het controleren van kleine populaties (< 20 m²) (zie 7.2.3.1.2.2.1). Opvolging en nazorg zijn steeds noodzakelijk en dit gedurende minstens 5 jaar, zo niet dreigen alle ingezette middelen en geleverde inspanningen verloren te gaan. Want ook uit enkele kleine fragmenten die bij het omvormingsbeheer over het hoofd zijn gezien, kan de populatie regenereren.



Figuur 74 Op de rivierzijde van deze dijk wordt de populatie Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) geklepeld. Stengel- en wortelstokfragmenten (inzetfoto) kunnen zich verspreiden en aanleiding geven tot nieuwe populaties, zoals hier op de landzijde van de dijk. De rode cirkels markeren nieuwe, nog kleine populaties waar een omvormingsbeheer kan toegepast worden (15/05/2013).



Figuur 75 Controlemaatregelen voor de aanpak van kleine en grote populaties van Japanse duizendknoop (*F. japonica*) en verwante soorten (i.e. verdere detaillering van Figuur 73).

7.2.3.1.2.2 Controle

Maatregelen ter **controle** (stap 3) van gevestigde populaties hangen af van de populatiegrootte. Kleine populaties (< 20 m²) worden omgevormd (omvormingsbeheer, zie 7.2.3.1.2.2.1). Bij grote populaties (≥ 20 m²) worden maatregelen voorgesteld die uitbreiding en verspreiding voorkomen (Figuur 75) (zie 7.2.3.1.2.2.2).

7.2.3.1.2.2.1 Kleine populaties

Het uitroeien van kleine populaties duizendknoop is economisch (financieel) en praktisch haalbaar via een soortspecifiek omvormingsbeheer. Preferentieel worden de planten uitgestoken of uitgegraven. Secundair kan ook stengelinjectie met herbiciden maar enkel binnen een strikt wettelijk kader.

Initieel vergt dit omvormingsbeheer veel middelen en inspanningen omdat het gestoeld is op handwerk. Dit is zeer arbeidsintensief maar bespaart veel middelen op termijn. 5 jaar opvolging en nazorg zijn essentieel.

Na het omvormingsbeheer wordt de locatie ingericht en beheerd zoals beschreven in 7.1.

Er worden 3 types omvormingsbeheer onderscheiden:

7.2.3.1.2.2.1.1 Uitsteken

Kleine, geïsoleerde populaties kunnen verwijderd worden door alle scheuten en wortelstokken of kronen handmatig uit te steken. Hierbij wordt zeer zorgvuldig gewerkt. Er wordt zo diep en zo breed gewerkt als er wortelstokken worden gevonden. De verzamelde stengels en wortelstokken worden afgevoerd naar een erkend verwerkingsbedrijf ter verbranding of compostering. Dit is zeer arbeidsintensief maar het meest efficiënt (Van Kerckvoorde *et al.*, 2021; <https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/handmatig-uitspitten-van-invasieve-duizendknoop>).

Opvolging en nazorg zijn cruciaal en dit minstens 5 jaar lang. Telkens wordt eventuele hergroei zorgvuldig uitgestoken en afgevoerd.

7.2.3.1.2.2.1.2 Uitgraven

Tussen uitgraven en uitsteken is er vooral een schaalverschil. Uitgraven wordt toegepast op iets grotere populaties. Best graaft men tot 3 meter of zo diep als wortelstokken in de bodem te vinden zijn. Ook graaft men tot anderhalve meter van de rand van de populatie of zo ver er wortelstokken in de bodem worden aangetroffen (de Groot *et al.*, 2011).

Deze besmette grond voert men af voor verbranding of hergebruikt men na ontsmetting. Verschillende methodes zijn mogelijk, zoals stomen en crushen van rizomen (Martin, 2014), al is de meest betrouwbare manier hoogstwaarschijnlijk zeven (fijnmazig)³⁴. De stengel- en wortelstokfragmenten die achterblijven worden afgevoerd naar een erkend verwerkingsbedrijf ter verbranding of compostering. De gezeefde grond kan hergebruikt worden. Toch is opvolging en nazorg essentieel van zowel de locatie waar de grond is uitgegraven alsook van de locatie waar de gezeefde grond is gedeponeerd en dit minstens 5 jaar lang. Uit achtergebleven fragmenten kunnen zich namelijk nieuwe scheuten ontwikkelen die door opvolging snel worden opgemerkt en via nazorg worden verwijderd.

³⁴ Sanering van besmette grond, zie ook: <https://www.ecopedia.be/pagina/de-verspreiding-van-japanse-duizendknoop-door-grondverzet-vermijden-en-de-besmette-grond>

7.2.3.1.2.2.1.3 Stengelinjectie

Delbart *et al.* (2012) testten verschillende chemische bestrijdingsmethodes. Uit het onderzoek bleek dat het injecteren van de stengels met glyfosaat het efficiëntst is en ook het minst arbeidsintensief van de onderzochte methodes. In augustus-september worden alle stengels breder dan 1.5 cm tussen de 1e en 2e knoop geïnjecteerd met 5 ml herbicide (3.6 kg AE/ha) met behulp van een stengelinjectiepistool (www.steminjectionsystems.com). Het succes van deze maatregelen is sterk afhankelijk van het aantal stengels dat geïnjecteerd kan worden. Stengels smaller dan 1.5 cm worden niet geïnjecteerd maar dit wordt gecompenseerd door de meest nabijgebrede stengel een tweede maal te injecteren tussen de 2e en 3e knoop.

De behandeling moet verschillende jaren na elkaar worden herhaald afhankelijk van de hergroei en wordt best gecombineerd met mechanische methodes (uitsteken). Omdat de stengels bij hergroei dunner en kleiner zijn, wordt stengelinjectie namelijk praktisch moeilijk (<https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/stengelinjectie-van-invasieve-duizendknoop>). Ook is deze bestrijdingsmethode enkel efficiënt als de groeilocatie ongestoord is of er voorheen geen bestrijding is uitgevoerd (Oldenburger *et al.*, 2017). Opvolging en nazorg zijn eveneens essentieel.

Het gebruik van herbiciden kan enkel binnen een strikt wettelijk kader. Zo is het sowieso sinds 1 januari 2015 voor alle openbare besturen verboden om gebruik te maken van chemische bestrijdingsmiddelen. Voor een aantal soorten, onder andere Japanse duizendknoop en andere uitheemse duizendknopen (*Fallopia* spp.), kan een afwijking op dit verbod worden aangevraagd. Aan deze afwijking zijn verschillende voorwaarden verbonden. Zo is enkel stengelinjectie toegestaan en geen bladbehandeling. Ook mogen geen chemische bestrijdingsmiddelen worden gebruikt binnen een zone van 1 meter langs het oppervlaktewater. Deze en andere voorwaarden en bepalingen zijn te raadplegen op www.zonderisgezonder.be/pesticiden-gebruiken/afwijking-van-verbod/procedure-1-generieke-afwijkingen#Japanse%20duizendknoop. Ook legt het Decreet Integraal Waterbeleid, het Decreet duurzaam gebruik van pesticiden (8 februari 2013) en het Besluit van de Vlaamse Regering van 15 maart 2013 een algemeen verbod vast op gebruik van herbiciden langs waterlopen, op oevers (inclusief bermen op minder dan 6 meter van het talud van het oppervlaktewater) en in bermen (<https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/legislation/1332/2013/sb180413-1.pdf>).

Deze chemische bestrijdingsmethode steunt op het injecteren van glyfosaat, andere herbiciden waren veel minder efficiënt (Delbart *et al.*, 2012). Sinds 19 juli 2017 is het verboden om glyfosaat te gebruiken, al wordt voor de bestrijding van duizendknoop een uitzondering toegestaan (<https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/stengelinjectie-van-invasieve-duizendknoop>).

Toch adviseren we om bij het omvormingsbeheer te kiezen voor uitsteken (7.2.3.1.2.2.1.1) of uitgraven (7.2.3.1.2.2.1.2) omdat deze bestrijdingsmethodes even efficiënt of efficiënter zijn naar doeltreffendheid en arbeidsintensiteit toe en geen toxicologisch risico inhouden. Glyfosaat is bewezen bijzonder schadelijk te zijn in het aquatisch milieu (met name voor amfibieën), en is dus sterk af te raden nabij waterig milieu (Annett *et al.*, 2014; Relyea, 2005a, 2005b).





Figuur 76 Vrij recent aangelegde dijk waar grond is gebruikt die besmet was met wortelstokken van Japanse duizendknoop. De populaties zijn nog klein waardoor een omvormingsbeheer nog kan toegepast worden met uitroeiing als doel (16/11/2015).



7.2.3.1.2.2.2 Grote populaties

De controlemaatregelen voor grote populaties van duizendknoop ($\geq 20 \text{ m}^2$) zijn gericht op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Er kan gekozen worden voor nulbeheer, begrazing of het aanplanten van een struikengordel rond de populatie, eventueel in combinatie met inplanten. Ook de mogelijkheden van biologische bestrijding worden kort belicht.

7.2.3.1.2.2.2.1 Nulbeheer

Het bestrijden van grote populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), alsook van de verwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohemica*)) is moeilijk. Momenteel zijn er nog geen controle- of bestrijdingsmaatregelen bekend die het mogelijk maken om grote populaties op een economisch, ecologisch en praktisch haalbare manier uit te roeien (Delbart *et al.*, 2012). Sommige bestrijdingsmethodes zoals (onzorgvuldig) maaien (klepelen) werken de uitbreiding zelfs in de hand omdat wortelstok- en stengelfragmenten zich kunnen verspreiden. Beerling (1990) geeft zelfs aan dat mechanische bestrijding (maaieren) de laterale uitbreiding versnelt.

Vandaar dat er in afwachting van geschikte bestrijdingsmaatregelen, kan gekozen worden voor gedoogbeleid door nulbeheer toe te passen. Bij nulbeheer worden de populaties duizendknoop gewoon ongemoeid gelaten. Hoe minder ze verstoord worden, hoe minder duizendknoop gestimuleerd wordt om ondergrondse uitlopers te vormen en bijgevolg hoe trager de uitbreiding. Bij nulbeheer vermindert ook het risico dat stengel- en wortelstokfragmenten loskomen en zich verspreiden (Reynders *et al.*, 2014; www.ecopedia.be/3082/planten/Japanse_%26_Sachalinse_duizendknoop_%2B_kruising)

7.2.3.1.2.2.2.2 Begrazen

Met het controleren van grote populaties Japanse duizendknoop op dijken door middel van begrazing is tot op heden weinig ervaring. Het is wel geweten dat zowel runderen, geiten, paarden als schapen Japanse duizendknoop eten, en dan vooral de jonge scheuten; al zijn er ook schapenrassen die de oudere stengels lusten (www.bestrijdingduizendknoop.nl).

Gunstige praktijkervaringen zijn er wel in Nederland (www.bestrijdingduizendknoop.nl) en uit de Hobokense polder waar jaarrondbegrazing met Galloways monospecifieke duizendknoopvegetaties omvormde tot soortenrijkere graslanden. Duizendknoop bleef evenwel aanwezig in deze graslanden maar bij lagere densiteiten (mondelijke mededeling Wim Mertens) (Figuur 77 en Figuur 78). Ook Beerling (1990) toont aan dat een vrij intensieve begrazing met schapen of koeien in het voorjaar en zomer (februari tot juli) leidt tot een halvering van de stengeldensiteit.

Daarom kunnen de grote populaties Japanse duizendknoop worden opgenomen binnen de begrazingsblokken waarna stootbegrazing wordt toegepast. De scheuten van duizendknoop schieten reeds vroeg uit, nog voor de grassen. Als de schapen dus vroeg in het voorjaar worden ingeschaard zullen ze preferentieel grazen op duizendknoop omdat deze dan het meest beschikbaar is.





Figuur 77 Binnen de begrazingsblok (rechts van het raster) zijn de jonge scheuten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) afgegraasd door de Galloways, erbuiten duidelijk niet (Hobokense Polder) (foto Wim Mertens, 27/04/2008).



Figuur 78 Door jaarrondbegrazing met Galloways is een monospecifieke duizendknoopvegetatie in de Hobokense Polder omgevormd tot soortenrijker grasland, waarin Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) evenwel nog aanwezig is maar bij lagere densiteiten (foto Wim Mertens, 27/04/2008).



7.2.3.1.2.2.2.3 Aanplant struikengordel of inplanten

Japane duizendknoop is schaduwintolerant. De productiviteit (biomassaproductie) is beduidend lager onder beschaduwde omstandigheden (< 20% van daglicht) (Beerling *et al.*, 1994). In deze schaduwintolerantie schuilt een mogelijkheid om enerzijds de laterale expansie te beperken en anderzijds ook om de biomassaproductie van de populatie zelf te bedwingen.

Een populatie Japane duizendknoop breidt lateraal gestaag uit. Door rond de populatie een gordel van struiken aan te planten kan deze expansie een halt toegeroepen worden omdat Japane duizendknoop minder goed onder schaduwrijke omstandigheden groeit. Deze controlemaatregel vergt evenwel een proactieve aanpak. De struiken moeten namelijk op enige afstand (ca. 2 m) van de huidige populatie worden aangeplant zodat ze kunnen uitgroeien tot een gesloten struiklaag die al voldoende schaduw geeft vooraleer duizendknoop de struikengordel bereikt.

Best wordt gekozen voor soorten die snel groeien en een gesloten bladerdek vormen zoals hazelaar (*Corylus avellana*), grauwe wilg (*Salix cinerea*) of Duitse dot (*Salix dasyclados*). Duizendknoop heeft echter een allelopathisch effect op plantensoorten (Murrell *et al.*, 2011), alleen is niet gekend op welke soorten specifiek. Dommaget *et al.* (2014) toonden een effect aan op onder andere katwilg (*Salix viminalis*).

De struikengordel moet voldoende breed zijn (5-10 m) om te voorkomen dat de wortelstokken van duizendknoop eronderdoor kruipen. De plantafstand wordt eveneens zodanig gekozen dat zich snel een gesloten struiklaag vormt (bijvoorbeeld plantverband van 1 x 1 m).

Delbart *et al.* (2012) concludeerden dat een combinatie van mechanisch bestrijden (maaien) en inplanten van wilgen (*Salix* spp.) een mogelijke controlemaatregel is om Japane duizendknoop in te tomen. Als de ingeplante wilgen kunnen uitgroeien, werpen ze schaduw over de Japane duizendknoop waardoor deze minder productief wordt. Niet enkel lichtcompetitie speelt hierin een rol maar waarschijnlijk ook competitie voor water en voedingsstoffen. Cruciaal is dat de ingeplante wilgen moeten kunnen uitgroeien tot boven de duizendknoop. Inplanten gebeurt in de winterperiode nadat de afgestorven bovengrondse stengels van duizendknoop zijn verwijderd. In het experiment van Delbart *et al.* (2012) zijn wilgenstekken van 50-80 cm lang 30 cm diep in de bodem geplant met een dichtheid van 5 stekken per m². In het vegetatieseeizoen hierop volgend moeten de opschietende stengels van duizendknoop omzichtig worden verwijderd, anders beconcurreren ze de ingeplante wilgen. Best gebeurt dit door handmatig maaien waarna alle stengels zorgvuldig worden verwijderd. Dit maaibeheer wordt maandelijks herhaald tot wanneer de wilgen boven de duizendknoop zijn uitgegroeid.

Een mogelijk, nog weinig onderbouwd, alternatief kan het inplanten zijn met (half)schaduwsoorten als haagbeuk (*Carpinus betulus*), hazelaar (*C. avellana*) of gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Er vanuit gaande dat deze schaduwtolerante soorten kunnen opgroeien tussen de duizendknoop, om ze op termijn te overschaduwen. Dan moet duizendknoop niet gemaaid worden tussen de aanplant, wat bij wilgen wel het geval is. Net als wilgen lenen deze soorten zich ook tot hakhoutbeheer.

Deze bestrijdingsmaatregel is wel niet in overeenstemming met het beleid van de waterbeheerder die bomen noch struiken wenst op de dijken (zie 2.5 en 9.2).



7.2.3.1.2.2.2.4 Biologische bestrijding

Onder biologische bestrijding verstaan we het beheer van een populatie door introductie van een natuurlijke vijand. In het geval van Japanse duizendknoop wordt momenteel in Groot-Brittannië geëxperimenteerd met *Aphalara itadori* (Shaw *et al.*, 2009, 2011), een bladvlo uit het natuurlijk verspreidingsgebied die een impact heeft op de vitaliteit van jonge scheuten. De eerste resultaten zijn wisselend (Jones *et al.*, 2020).

Biologische bestrijding via het introduceren van uitheemse (in de praktijk niet-genaturaliseerde) organismen is in Vlaanderen aan specifieke voorwaarden verbonden. Het Soortenbesluit stipuleert dat hiervoor een voorafgaandelijke risicoanalyse nodig is. Voorlopig zit deze methode nog in een onderzoeksfase, en zijn er nog geen uitgebreide ervaringen bekend met deze vorm van bestrijding. Het toepassen van biologische bestrijding overstijgt het niveau van de waterbeheerder. De methode wordt hier wel vermeld omdat ze in ontwikkeling is en misschien op termijn perspectieven biedt voor een geïntegreerde bestrijding waarbij biologische bestrijding populaties op een laag niveau houdt en de kosteneffectiviteit van klassieke beheermaatregelen kan verhogen (Pratt *et al.*, 2013).

7.2.3.2 Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*)

Reuzenbalsemien is bijzonder algemeen in het zoetwatergetijdengebied van het Schelde-estuarium en is een voorbeeld van een soort waarvan uitroeiing onmogelijk is geworden. Op de schorren en langs de oevers heeft reuzenbalsemien haar ideale groeiplaats gevonden en komt er dan ook veelvuldig of zelfs massaal voor. Ook op de dijken, voornamelijk langs de rivierzijde, vestigt reuzenbalsemien zich in de ruigtes (o.a. in Type 5 Brandnetelruigte en Type 8 Variabele ruigte), evenwel bijna nooit dominerend. De soort is echter niet gericht in kaart gebracht tijdens de dijkartering.

Het bestrijden van reuzenbalsemien is relatief eenvoudig. Het is een eenjarige plantensoort die geen langlevende zaadbank opbouwt (Beerling & Perrins, 1993; Thompson *et al.*, 1997). Door zaadsetting te voorkomen, is het mogelijk om ze op een paar jaar tijd uit te roeien. De meest efficiënte manier van bestrijden is het manueel uittrekken van de planten of maaien tot tegen de grond, telkens net voor de bloei (begin juli). Deze behandeling wordt verschillende jaren na elkaar herhaald tot reuzenbalsemien volledig verdwenen is³⁵. Om herbesmetting te voorkomen wordt best van stroomopwaarts naar stroomafwaarts gewerkt. Voor een uitgebreide beschrijving van de bestrijding verwijzen we naar:

www.ecopedia.be/3070/planten/Reuzenbalsemien%2C_oranje%2C_tweekleurig_en_klein_springzaad.

Aangezien reuzenbalsemien massaal voorkomt op de belendende schorren is er een constante instroom van zaden waardoor specifieke bestrijding van reuzenbalsemien op de dijken weinig zinvol is. Het bestrijden van reuzenbalsemien kan zich dan ook beperken tot het reguliere onderhouds- of omvormingsbeheer (zie 3.2.2 en 3.2.3).

Voor de vegetaties waarin reuzenbalsemien het meest voorkomt, wordt meestal een omvormingsbeheer voorgesteld (omvorming kruidige vegetatie). Bij dit beheer wordt reeds een eerste maal gemaaid vanaf (begin of) midden mei waardoor bloei en zaadsetting voorkomen worden.

³⁵ De zaden van reuzenbalsemien blijven minstens 18 maanden kiemkrachtig (Beerling & Perrins, 1993). Daarom is opvolging en nazorg essentieel en dit minstens 2 jaar, maar bij voorkeur 3 jaar op voorwaarde dat er geen enkele plant tijdens deze periode tot zaadsetting is gekomen.

Reuzenberenklauw staat sinds de actualisatie van 02/08/2017 op de Unielijst waardoor verschillende registratie- en rapportageverplichtingen gelden en maatregelen moeten genomen worden (zie 7.2.1 en 7.2.4).

7.2.3.4 Andere exoten

Tijdens het karteren van de dijkvegetaties en van de schorvegetaties lag de nadruk niet op het inventariseren van invasieve exoten met uitzondering van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). Toch zijn op basis van deze inventarisaties reeds 26 soorten aangetroffen die op de Belgische lijst van invasieve exoten staan, 15 zelfs op de zwarte lijst (Tabel 20) (Vanderhoeven *et al.*, 2015).

Bij inspecties en inventarisatiewerk gaat best extra aandacht naar soorten van EU-belang sensu de exotenverordening (i.e. Unielijst) (zie 7.2.1 en Tabel 21). Voor het Schelde-estuarium zijn vooral de waterplanten op deze lijst van belang en zeker in de stroomopwaartse zijrivieren zoals de Grote en Kleine Nete waar de kans van optreden groter is. Het betreft de volgende soorten: grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*), waterteunisbloem (*Ludwigia grandiflora*), postelein-waterlepelkje (*Ludwigia peploides*), parelvederkruid (*Myriophyllum aquaticum*), ongelijkbladig vederkruid (*Myriophyllum heterophyllum*), waterwaaier (*Cabomba caroliniana*), waterhyacint (*Eichhornia crassipes*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en verspreidbladige waterpest (*Lagarosiphon major*), maar evengoed landplanten als reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*), reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) en hemelboom (*Ailanthus altissima*). Een meldpunt voor deze soorten, evenals identificatiemateriaal, zijn beschikbaar op www.waarnemingen.be/exoten.

Maar zoals in 7.2.2 aangegeven adviseren we een gestructureerde en integrale aanpak van het exotenprobleem binnen het Scheldegebied (schorren, dijken, vallei). Een gerichte inventarisatie zal een volledig beeld scheppen van de aanwezige soorten en hun verspreiding. Waarna op basis van de verzamelde kennis en op maat van de soorten een beheerplan kan worden opgesteld volgens de richtlijnen van Adriaens *et al.* (2015b).

Meer info over het beheer van uitheemse invasieve plantensoorten vind je op www.ecopedia.be/exoten/uitheemse_invasieve_planten.

7.2.4 **Opvolgen van maatregelen en registratie**

Het bestrijden van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en andere soorten exoten is een lopend leertraject. Vaak zal een vorm van continue opvolging en evaluatie nodig zijn waarbij het beheer wordt bijgestuurd ('adaptief beheer') als gevolg van nieuwe inzichten en onderzoeksresultaten. Dit is enkel mogelijk indien de genomen maatregelen en de resultaten daarvan steeds gedocumenteerd worden. In afwachting van een meer gestroomlijnde dataverzameling, ondersteund met mobiele tools en cyberinfrastructuur, werden hiervoor standaardformulieren ontwikkeld.

Voor invasieve plantenexoten kunnen de genomen bestrijdingsmaatregelen en de resultaten ervan gerapporteerd worden via de website www.ecopedia.be/exoten/uitheemse_invasieve_planten (doorklikken naar het betreffende formulier).

Ook de nieuwe EU-Verordening invasieve exoten (zie 7.2.1) legt een aantal registratie- en rapportageverplichtingen vast voor de soorten van EU-belang. Dit dient door overheden, terreinbeheerders en ook aannemers ter harte genomen te worden. Momenteel zijn minstens drie soorten van de geactualiseerde Unielijst aanwezig op de dijken van district 3: hemelboom

////////////////////////////////////

(*Ailanthus altissima*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

In lijn met de rapportage voor de Habitatrictlijn moeten de lidstaten om de zes jaar aan de Commissie de volgende informatie bezorgen (Art. 24) m.b.t. de soorten van EU-belang (Unielijst):

- De verspreiding van voor de Unie of voor een regio zorgwekkende invasieve uitheemse soorten, met inbegrip van informatie over migratie- of voortplantingspatronen;
- Geaggregeerde informatie voor het gehele nationale grondgebied over de genomen snelle respons, beheermaatregelen, de doeltreffendheid ervan en de gevolgen ervan voor niet-doelsoorten;
- Informatie over de kostprijs van de maatregelen die zijn genomen om aan deze EU-Verordening te voldoen.

De verzamelde gegevens dienen op een gestandaardiseerde manier te worden aangeleverd aan de Commissie, die hiervoor een informatie-ondersteunende tool heeft opgezet, het European Alien Species Information Network (EASIN) (Katsanevakis *et al.*, 2013). Dit informatiesysteem werd in mei 2012 gelanceerd om de bevraging van bestaande informatie uit de vele versnipperde bronnen te vergemakkelijken via een netwerk van webservices dat voldoet aan erkende datastandaarden en protocollen (Katsanevakis *et al.*, 2012). Samenwerking inzake het verzamelen van data rond uitheemse soorten in verschillende Europese landen is primordiaal voor de uitwerking van een ‘early warning en rapid response’ systeem op Europees niveau.

Om te kunnen voldoen aan deze rapportage dienen overheden en terreinbeheerders informatie over het beheer te verzamelen en uit te wisselen met bevoegde instanties. Voor Vlaanderen verzamelen INBO en ANB de nodige informatie om aan deze zesjaarlijkse rapportage, die door de EU-Verordening wordt opgelegd, te voldoen.



8 AANBEVELINGEN EN VERDER ONDERZOEK

Bij het tot stand komen van dit rapport en van Vandevoorde *et al.* (2019) botsten we op een aantal tekortkomingen waarvoor we aanbevelingen formuleren om deze invulling te geven. Ook kwamen we enkele kennishiaten tegen waarvoor verder onderzoek aangewezen is:

- **Uitbreiding en afstemming van legende-eenheden vegetatiekartering**

Bij het karteren van de vegetatie op de dijken van district 3 is gebruik gemaakt van 11 legende-eenheden (zie 4.1). Tien daarvan komen overeen met een bepaald vegetatietype, aangevuld met een restgroep (Type 10 Andere). Op de dijken en dan voornamelijk op de recent aangelegde dijken, treffen we vegetatietypes aan die niet kunnen toegekend worden aan een van de tien vegetatietypes en bijgevolg als Type 10 Andere zijn gekarteerd. Hierdoor dreigt waardevolle informatie niet of fout te worden gedocumenteerd, waardoor een passend beheervoorstel niet kan gegeven worden.

Het betreft bijvoorbeeld vegetaties met een uitgesproken dominantie van Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) of Engels raaigras (*Lolium perenne*) op pas aangelegde en ingezaaide dijken. De lijst van vegetatietypes (legende-eenheden) wordt dan ook best uitgebreid met Type 12 Italiaans/Engels raaigrasland.

Of hoe om te gaan met een variabele ruigte waarin af en toe een struik staat? Al deze struiken als punten karteren, vergt een hoge tijdsinvestering en kost, terwijl het werken met complexen die twee of meerdere vegetatietypes combineert, niet gewenst is. Een mogelijkheid kan zijn om een extra vegetatietype te onderscheiden bijvoorbeeld Type 13 Variabele ruigte met boom/struik?

Voor de afstemming tussen de vegetatietypes gebruikt in dit rapport en deze van Van Kerckvoorde *et al.* (2015), Van Kerckvoorde (2016) en Van Uytvanck *et al.* (2017) verwijzen we naar 2.2.2.

- **Beheerplan invasieve exoten**

De problematiek van de invasieve plantenexoten langs de Schelde en haar zijrivieren reikt verder dan de doelstelling van deze studie. Hier is enkel aandacht besteed aan Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwanten, alsook aan reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*), zij het in mindere mate.

Een meer gestructureerde en vooral integrale aanpak van de problematiek binnen het Schelde-estuarium is echter aangewezen (zie Van den Bruel & Thys, 2018). Deze aanpak beperkt zich daarbij niet tot de dijken maar ook de oevers en schorren van de rivier worden hierin betrokken net als de belendende vallei. Om een betrouwbaar beeld te krijgen van welke plantenexoten aanwezig zijn en van hun verspreiding, is een gerichte inventarisatie noodzakelijk. Het is aangewezen om alle plantensoorten die op de Unielijst en/of op de lijst van BFIS (ISEIA-protocol) staan, op te nemen in deze inventarisatie. Dergelijke inventaris is vergelijkbaar met de studie uitgevoerd door Van de Meutter *et al.* (2012) langs de bevaarbare waterlopen in Oost- en West-Vlaanderen.



Deze inventaris kan dienen om een beheerplan op maat voor het estuarium op te stellen. De richtlijnen van Adriaens *et al.* (2015b) voor het opstellen van codes goede praktijk kunnen hiervoor worden gevolgd.

- **Inzaaien dijken soms niet succesvol?**

Het inzaaien van pas aangelegde dijkwaluds met het geadviseerde mengsel (Vandevoorde *et al.*, 2007) is met wisselend succes (e-mail ir. Michiel Derycke 18/12/2014). Soms kiemen de graszaden vlot en ontwikkelt zich een gesloten grasmat maar in andere gevallen gebeurt dit niet en worden de dijkwaluds ingenomen door eenjarige plantensoorten en blijft de ontwikkeling van een gesloten grasmat achterwege. Hierop is reeds ingespeeld door een alternatief voor te stellen (zie 7.1.1.1).

Tot op heden zijn de adviezen die verleend zijn, telkens gebaseerd op onderzoeken uit het buitenland, vooral uit Nederland. Gericht onderzoek op de dijken langs het Schelde-estuarium zou tot betere lokaal toepasbare voorstellen kunnen leiden. Daarom is op een dijk in Vlassenbroek een wetenschappelijke experiment gestart (aanvang mei 2020) om verschillende zaadmengsels en ook spontane kolonisatie te testen.



Figuur 79 Nieuwe dijk langs de Durme waar inzaaien met het geadviseerde mengsel succesvol is (19/09/2019) (links), en een nieuwe dijk langs de Zeeschelde waar dit niet het geval was (rechts) (28/09/2015).

- **Leveren boomwortels extra stabiliteit en erosiebestendigheid?**

Bomen en struiken worden op dijken als niet-waterkerende objecten aanzien. STOWA (2001) en VTV (2007) sommen een aantal risico's op die bomen en/of struiken met zich meebrengen. Zo zorgt hun gewicht voor een extra belasting op het dijklichaam. Als een boom omvalt (windworp) ontstaat een ontgrondingskuil die een direct versturende en destabiliserende impact heeft op het dijklichaam. Bovendien kan via deze ontgrondingskuil water insijpelen en leiden tot interne erosieverschijnselen (piping). Afstervende boomwortels kunnen dan weer holtes of macroporiën achterlaten waar grondwaterstromingen zich kunnen concentreren (piping). Bovendien bemoeilijken ze dijkinspectie en vormen ze een belemmering bij het beheer (zie 3.2.2.2).

Anderzijds is gekend dat boven- en ondergrondse plantendelen een stabiliserende invloed hebben op de bodem en bescherming bieden tegen erosie (zie 2.3). Ook van bomen en struiken is dit geweten. Zo tonen verschillende studies aan dat erosie op hellingen wordt ingedamd door de aanwezigheid van vegetatie. Zowel kruidige planten als bomen of struiken dragen hiertoe bij (De Baets *et al.*, 2007; Reubens *et al.*, 2007; Stokes *et al.*, 2009).



Biedt het wortelgestel van bomen en struiken bescherming tegen erosie, toch kunnen ze aanleiding geven tot het ontstaan van grondpijpen, holtes of macroporiën in de bodem. In deze grondpijpen of macroporiën kunnen grondwaterstromingen zich concentreren en aanleiding geven tot ondergrondse erosie (piping) (Ghestem *et al.*, 2011; Leslie *et al.*, 2014). Niet enkel planten maar ook vertebraten (mol, konijn, bever, bruine rat) of invertebraten (krab, regenworm) kunnen grondpijpen of macroporiën vormen (overzicht in Menichino *et al.*, 2015). De wetenschappelijke literatuur hieromtrent focust zich echter voornamelijk op hellingen en rivieroeveren (Fox & Wilson, 2010). Specifieke literatuur voor dijken over dit onderwerp is ons niet bekend. Het extrapoleren van de conclusies uit deze studies op hellingen en rivieroeveren naar dijken houdt dan ook een risico in omdat dijken danig verschillen. Op dijken is er bijvoorbeeld voornamelijk een waterdruk van rivier- naar landzijde. Op dijken is er ook een omgekeerde topografie waarbij de rivierzijde (schor) hoger is gelegen dan de landzijde (vallei). Ook de opbouw van een dijk (zandige kern en kleiige afdeklaag) wijkt af van een natuurlijke helling of rivieroever. Gericht onderzoek naar het ontstaan van grondpijpen of macroporiën door het wortelgestel van bomen en struiken of door andere organismen en naar het risico tot piping, is aanbevolen.

- **Rietvegetaties, variabele ruigtes en duizendknoop**

Aansluitend op vorige aanbeveling is er onduidelijkheid omtrent de erosiebestendigheid die andere vegetatietypes leveren. Van rietvegetaties en duizendknoop (*Fallopia*) is gekend dat ze een dicht netwerk van wortelstokken vormen maar dragen die ook bij aan de erosiebestendigheid van het dijktaalud, idem voor wat variabele ruigtes betreft. De focus van het onderzoek naar de erosiebestendigheid ligt voornamelijk op graslanden, terwijl andere vegetatietypes weinig of niet worden behandeld. Onderzoek hiernaar is aanbevolen.

Een verkennende meting in een rietvegetatie op de dijk van Hedwige-Prosperpolder toonde alvast een lage bedekking; 31%, ruim onder het doel van 70% (Vandevoorde & Van Lierop, 2021).

- **Effect van droogte en overstromingen op dijkvegetaties**

De laatste jaren worden de dijkvegetaties geregeld geconfronteerd met langdurige droogteperiodes, veelal in combinatie met hoge temperaturen. Zowel deze droogte als hitte hebben effect op de vegetatie. Soorten verdorren of sterven bovengronds (en ondergronds) af waardoor de bedekking en doorworteling afneemt wat ongunstig is voor de erosiebestendigheid. De kennis over het herstel en de regeneratie van de dijkvegetatie na droogte en over de droogte- en hiteresistentie van de dijkvegetaties zelf is beperkt waardoor onderzoek aangewezen is.

Anderzijds zijn de dijkvegetaties ook onderhevig aan overstromingen. Voor de dijkvegetaties op de rivierzijde van de dijken zijn deze overstromingen kortstondig tot langdurig en is de hydrodynamiek eerder gering. Anders is het voor de dijkvegetaties op de landzijde van de overlooptdijken van de gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG). Daar zijn de overstromingen kortstondig maar is de hydrodynamiek in termen van stroomsnelheid hoog. Simulaties van dergelijke overstromingen door middel van overloop- en golfoverslagproeven tonen de schade die dergelijke overstromingen kunnen aanrichten (Depreiter *et al.*, 2022; Peeters *et al.*, 2012).

Naast het beschadigend effect aan de zode of dijkvegetatie hebben overstromingen ook een impact op de nutriëntenhuishouding in de bodem. Via het overstromingswater kan er een toevoer aan nutriënten zijn wat verrijking in de hand kan werken (De Schrijver *et al.*, 2013a).

////////////////////////////////////

Deze impact is afhankelijk van verschillende factoren. De concentratie aan nutriënten (N, P, K) in het overstromingswater speelt een rol maar evengoed de waterverzadiging van de bodem (Sival *et al.*, 2002). Verder onderzoek is aangeraden om de kennis over de impact van overstromingen op dijkvegetaties uit te breiden.



9 ALTERNATIEVE TOETSINGSMETHODE 2.0 (NAAR STOWA, 2001)

9.1 AANLEIDING

De resultaten van de dijkkartering in district 3 geven aan dat momenteel 4.0% van de dijk aan rivierzijde begroeid is met bomen en struiken; aan landzijde en op de teen van de dijk bedraagt dit resp. 3.5% en zelfs 9.4% (Tabel 10).

Er wordt voorgesteld om deze bomen/struiken te gedogen op de rivierzijde en teen van de dijk, op voorwaarde dat ze de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren. Het toepassen van een gefaseerd hakhoutbeheer wordt geadviseerd en moet voorkomen dat bomen/struiken hoog uitgroeien zodat het risico op windworp beperkt blijft (zie 2.5 en 3.2.2.2).

Als de veiligheid in het gedrang komt, worden bomen/struiken die momenteel aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk, omgevormd naar Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (zie 2.5 en 3.2.3.2). Indien ze geen ongunstige impact hebben op de veiligheid kunnen ze evenwel gedoogd worden. Als hulpmiddel om te beslissen of deze bomen/struiken al dan niet moeten worden omgevormd, kan gebruik worden gemaakt van de alternatieve toetsingsmethode van STOWA (2001). Deze methode is opgenomen in de beoordeling van niet-waterkerende objecten³⁶ in VTV (2007) en houdt niet alleen rekening met het veiligheidsaspect maar eveneens met LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuur) en met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB).

In plaats van de alternatieve toetsingsmethode, uitgewerkt door STOWA (2001), integraal over te nemen, is een eigen toetsingsmethode uitgewerkt, de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (Vandevorde *et al.*, 2019). Deze komt in zeer grote mate overeen met STOWA (2001) maar is zodanig aangepast dat ze beter toepasbaar is voor de situatie van het Schelde-estuarium. De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is een nieuwe versie in vergelijking met STOWA (2001) waarop verder moet gebouwd worden. Voortschrijdende inzichten zullen in de toekomst leiden tot nieuwe en betere versies van de alternatieve toetsingsmethode.

Net als de methode van STOWA (2001) houdt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 rekening met de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarde (LNC-waarden) van de boom, en met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-waarden of -aspecten). **De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is evenwel een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom of struik al dan niet gekapt of omgevormd moet worden.** Het resultaat van deze beoordelings- of toetsingsmethode is een score. **Een hoge score suggereert om de boom te laten staan, een lage score om de boom te verwijderen.** De eindbeslissing ligt evenwel steeds bij de waterbeheerder.

³⁶ Binnen het civieltechnisch jargon worden onder niet-waterkerende objecten alle objecten verstaan die kunnen voorkomen op of in waterkeringen of dijken maar die geen functioneel deel uitmaken van de waterkering. Voorbeelden van niet-waterkerende objecten zijn leidingen, kabels, trappen, woningen, bomen, steigers, enz. (VTV, 2007).

Deze toetsingsmethode kan ook als hulpmiddel worden aangewend om te oordelen of het al dan niet nodig is om op de rivierzijde en teen van de dijk eenstammige bomen om te zetten naar meerstammig hakhout (zie 3.2.2.2.1), dan wel deze als eenstammige boom te behouden.

9.2 BOMEN OP DIJKEN?

Bomen op dijken vormt van oudsher een discussiepunt tussen voorstanders en tegenstanders (STOWA, 2001). Dit leidde er ook toe dat doorheen de geschiedenis het beleid van de waterbeheerder ten aanzien van bomen op dijken geregeld veranderde. Foto's van Massart (1908), daterend van begin vorige eeuw, tonen grote aangeplante notelaars en populieren op de rivierdijken langs de Durme te Tielrode (Figuur 80) en Hamme (Figuur 81), alsook langs de Zeeschelde te Bornem (Figuur 82).

Tegenwoordig houdt het beleid van de waterbeheerder in dat bomen niet gewenst zijn op dijken. De werkelijkheid toont echter dat 3.2% van de dijkzones in district 3 begroeid zijn met bomen en struiken die zich spontaan hebben gevestigd. Het implementeren van deze beleidsbeslissing houdt in dat deze bomen en struiken verwijderd moeten worden. De vraag is of dit de beste oplossing is. Enerzijds zou dit bijzonder veel middelen vergen, en anderzijds is dit mogelijk niet langer gewenst of zelfs nodig. De alternatieve toetsingsmethode 2.0 biedt een tool aan om met de realiteit van bomen op dijken om te gaan en vormt een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd/verwijderd moet worden.

Het volledig verwijderen van deze bomen en struiken zou bijzonder veel middelen vergen omdat vele van deze bomen en struiken zodanig verankerd zijn in de dijken dat gewoon kappen niet voldoende is. Een deel van het dijklichaam zou namelijk moeten uitgegraven en heraangelegd worden. Dit geldt vooral voor de bomen en struiken die zich op de rivierzijde van de dijk en op de overgang naar het schor hebben gevestigd.

Op dijken worden bomen en struiken als niet-waterkerende objecten aanzien. STOWA (2001) en VTV (2007) sommen een aantal risico's op die bomen en/of struiken met zich meebrengen. Zo zorgt hun gewicht voor een extra belasting. Bij windworp ontstaat een ontgrondingskuil waarlangs water kan insijpelen (risico tot het ontstaan van grondpijpen (piping)). Afstervende boomwortels kunnen holtes of macroporiën achterlaten waar grondwaterstromingen zich kunnen concentreren wat de aanleiding kan zijn tot ondergrondse erosie (piping) (Ghestem *et al.*, 2011; Leslie *et al.*, 2014). Bovendien bemoeilijken bomen en struiken dijkinspecties en -beheer. Omwille hiervan zijn bomen en struiken tegenwoordig niet gewenst op dijken.

Anderzijds is gekend dat boven- en ondergrondse plantendelen een stabiliserende invloed hebben op de bodem en bescherming bieden tegen erosie (zie 2.3.1). Ook van bomen en struiken is dit geweten. Verschillende studies tonen aan dat erosie op hellingen wordt ingedamd door de aanwezigheid van vegetatie. Zowel kruidige planten als bomen of struiken dragen hiertoe bij (De Baets *et al.*, 2007; Reubens *et al.*, 2007; Stokes *et al.*, 2009) (zie 8).

De wetenschappelijke literatuur omtrent het ontstaan van grondpijpen focust zich evenwel niet op dijken. Specifieke literatuur voor dijken over dit onderwerp is ons niet bekend. Het extrapoleren van de conclusies uit deze studies over hellingen en rivieroeveren naar dijken houdt dan ook een risico in omdat dijken danig verschillen wat topografie, opbouw, waterdruk, etc. betreft. Gericht onderzoek naar het ontstaan van grondpijpen of macroporiën in dijken door het wortelgestel van bomen en struiken of door andere organismen is aanbevolen (zie 8).



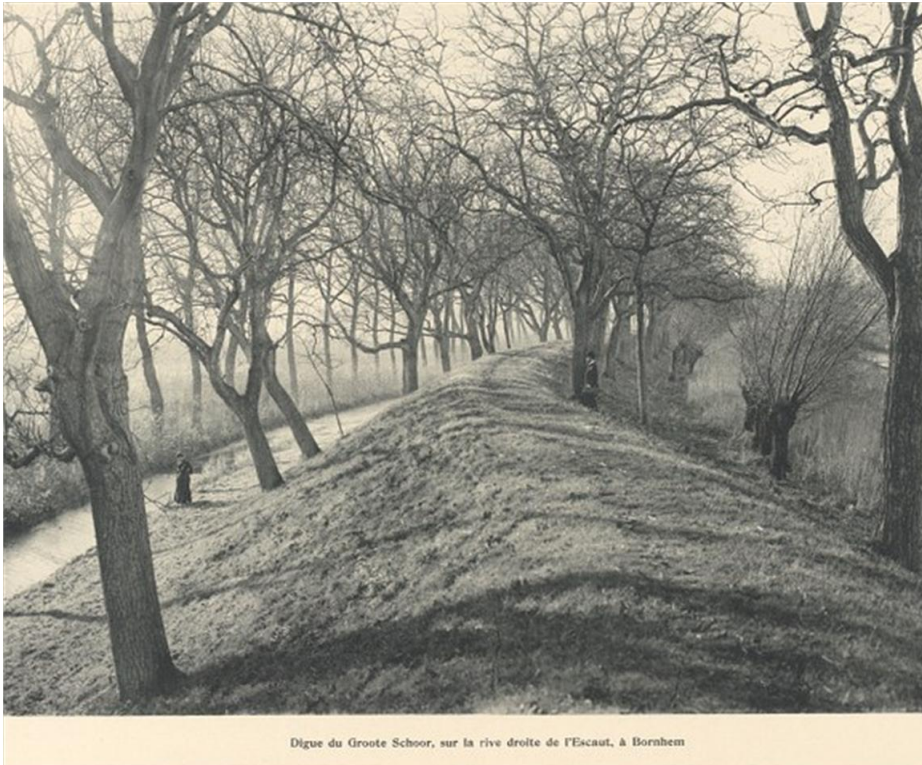
In afwachting van de resultaten van deze studies kan voor de bestaande bomen en struiken gekozen worden voor een ja-mits-benadering. Bomen en struiken op de rivierzijde en teen van de dijk worden gedoogd, op voorwaarde dat de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet in het gedrang komt. Zo moet het gefaseerd hakhoutbeheer voorkomen dat bomen en struiken hoog uitgroeien zodat het risico op windworp beperkt blijft (zie 2.5 en 3.2.2.2).



Figuur 80 Notelaars op de Durmedijk nabij Tielrode, te zien op plaat 63 uit Massart (1908) genomen op 15/11/1904 met als bijschrift: “Polder de Thielrode, sur la rive gauche de la Durme. A gauche, la digue plantée de Noyers (*Juglans regia*) et la roselière qui bordent la Durme. A droite, le village de Thielrode, qui est sur le sable flamandien. L’herbe de la prairie est couverte de la boue amenée par la marée du 8 novembre 1904.”



Figuur 81 Notelaars en populieren op de Durmedijk nabij Hamme, te zien op plaat 78 uit Massart (1908) genomen op 17/06/1904 met als bijschrift: "Prairies dans les polders de la rive gauche de la Durme, à Hamme. L'abondance du foin permet de juger de la fertilité du sol. A droite, la digue de la Durme avec Noyers (*Juglans regia*) et Peupliers (*Populus monilifera*). Au delà, la roselière qui borde la rivière."



Figuur 82 Notelaars op de Scheldedijk in Bornem, te zien op plaat 62 uit Massart (1908) met als bijschrift: "Digue du Groot Schoor, sur la rive droite de l'Escaut, à Bornhem."

9.3 ALTERNATIEVE TOETSINGSMETHODE 2.0

9.3.1 Methode

De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is gebaseerd op de gelijknamige methode uitgewerkt door STOWA (2001). Deze toetsingsmethode beoordeelt de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden (LNC-waarden) van een boom tot een score. Op gelijkaardige manier worden aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-waarden) omgezet tot een score. Beide scores worden vervolgens op basis van een algoritme verrekend tot een eindscore.

De STOWA-methode is evenwel bijzonder uitgebreid. Zo worden 28 beoordelingscriteria gehanteerd voor het bepalen van de LNC-score en nog eens 4 voor de BOB-score. Ten gunste van de toepasbaarheid en haalbaarheid is voor het Schelde-estuarium een eigen toetsingsmethode uitgewerkt. Deze verschilt van STOWA (2001) doordat een geringer aantal beoordelingscriteria wordt gebruikt. Sommige criteria zijn integraal overgenomen van STOWA (2001), andere zijn inhoudelijk aangepast, terwijl ook nieuwe criteria, op maat van het Schelde-estuarium, zijn gedefinieerd. Uiteindelijk zijn in de alternatieve toetsingsmethode 2.0 14 beoordelingscriteria gedefinieerd voor het bepalen van de LNC-score en 2 beoordelingscriteria voor het bepalen van de BOB-score. De criteria worden gescoord op een schaal van 1 tot 5 in plaats van 1 tot 10 en de berekening van de eindscores verschilt licht van STOWA (2001).

De waardebeoordeling van een boom of struik gebeurt dus door zowel een LNC-score als een BOB-score te bepalen. De LNC-score is een waarderingscijfer voor de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarde van de boom/struik. De BOB-score daarentegen is



een waarderingscijfer voor de boom in termen van beheer, onderhoud en beleid. Aan de hand van een eenvoudige wiskundige formule wordt uit beide scores een eindscore berekend. **Hoe hoger de score, hoe hoger de waardering.**

Om tot de **LNC-score** te komen dienen **14 beoordelingscriteria** te worden getoetst. Per beoordelingscriterium is telkens beschreven hoe de beoordeling dient te gebeuren (zie 9.3.3.1.1). Elk beoordelingscriterium wordt gescoord op een schaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Aan de hand van een wiskundig algoritme wordt de uiteindelijke LNC-score berekend. Bovendien laat **de methode toe om aan elk beoordelingscriterium een gewicht toe te kennen**. Deze wegingsfactor is een geheel getal tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het betreffende criterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit criterium hecht³⁷.

Het bepalen van de **BOB-score** is analoog aan de bepaling van de LNC-score maar er dienen slechts **2 beoordelingscriteria** te worden getoetst (zie 9.3.3.2.1). **Op basis van de LNC-score en BOB-score** wordt vervolgens **een eindscore** berekend middels een eenvoudig algoritme (zie 9.3.3.3). Bij het bepalen van deze eindscore kan eveneens een gewicht worden toegekend aan de LNC-score en BOB-score. Deze wegingsfactor is opnieuw een geheel getal tussen 1 en 5 die door de beheerder aan de betreffende score wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht.

9.3.2 Toepassing en werkwijze alternatieve toetsingsmethode 2.0

Vooraleer de alternatieve toetsingsmethode 2.0 toe te passen dient voor elke betreffende boom of struik eerst de beslisboom (Figuur 83) te worden doorlopen!

Vanaf wanneer een boom de primaire functie van de dijk (waterkering) bedreigt door een verhoogde kans op ontworteling of dijkinstabiliteit, wordt de boom omgevormd of verwijderd. Als er een ander ernstig veiligheidsrisico verbonden is aan een boom, onafhankelijk van de waterkeringsfunctie, wordt deze boom eveneens omgevormd (zie 3.2.3.2).

Op overloopdijken zijn bomen niet gewenst. In geval er zich toch een boom vestigt, wordt deze verwijderd³⁸. Ook als de ondergrond is opgebouwd uit open steenasfalt of andere vergelijkbare bekledingen zijn bomen of houtige soorten ongewenst en worden ze onmiddellijk verwijderd.

Als laatste stap in de beslisboom wordt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 toegepast. **Deze toetsingsmethode is een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd moet worden. Het resultaat van de toetsing is een score tussen 1 en 5. Een hoge score suggereert om de boom te laten staan, een lage score om de boom te verwijderen.** De resultaten van de toetsingsmethode zijn echter adviserend en niet bindend. Elke eindbeslissing ligt steeds bij de waterbeheerder. Grenswaarden worden niet voorgesteld maar kunnen bepaald worden door de waterbeheerder.

Bij voorkeur worden alle LNC- en BOB-beoordelingscriteria toegepast op de betreffende boom of struik, al is dit geen vereiste. Indien een criterium als irrelevant wordt beoordeeld, kan het

³⁷ Deze wegingsfactoren hebben een grote impact op het resultaat van de verschillende scoreberekeningen (LNC, BOB, eindscore) en worden bij voorkeur weloverwogen vastgelegd. Dit zou bijvoorbeeld kunnen binnen een adequaat platform van beheerders en belanghebbende actoren.

³⁸ Ook op andere dijken adviseren we om **vestiging van nieuwe bomen en struiken niet toe te laten**. Indien zich nieuwe bomen of struiken spontaan vestigen, worden deze best zo snel mogelijk verwijderd (zie 2.5).

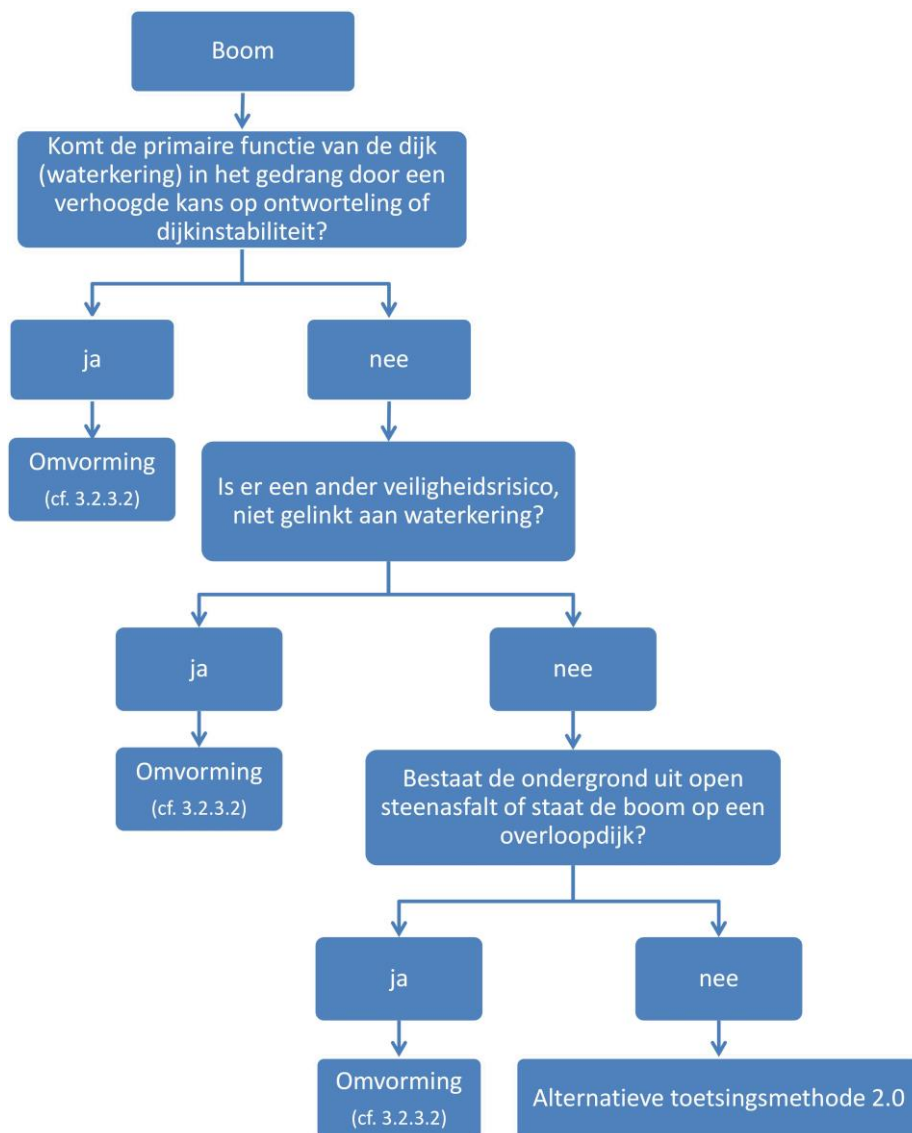


buiten beschouwing worden gelaten. Het beoordelingscriterium 'Overstromingstolerantie' (zie 9.3.3.1.1.10) is bijvoorbeeld enkel toepasbaar voor bomen op de rivierzijde van de dijk en het criterium 'Leeftijd (formaat)' (zie 9.3.3.1.1.1) is niet van toepassing op meerstammig hakhout en op struiken. De methode is trouwens ontwikkeld om toe te passen op individuele bomen en struiken.

Voor het toepassen van de alternatieve toetsingsmethode 2.0 is een rekenblad opgesteld (xlsx-bestand) waarin alle beoordelingscriteria zijn opgenomen uit Tabel 22, Tabel 23 en Tabel 27. Per beoordelingscriterium dient de waterbeheerder de wegingsfactor vast te leggen (kolom Toepassing Weging; geel gekleurde cellen). Deze wegingsfactor is een geheel getal tussen 1 en 5. Vervolgens wordt voor elk beoordelingscriterium de score (1 tot 5) bepaald voor de betreffende boom (kolom Toepassing Score; lichtgroen gekleurde cellen). Duiding hoe de beoordeling en scoring dient te gebeuren voor de LNC-beoordelingscriteria is gegeven in Tabel 22 en Tabel 23, en in 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14; voor de BOB-beoordelingscriteria in Tabel 27 en in 9.3.3.2.1.1 tot 9.3.3.2.1.2.

Gelijktijdig verschijnt telkens het subtotaal in de donkergroen gekleurde cellen. Onderaan de tabel wordt automatisch de LNC- en BOB-score berekend. Om tot een eindscore te komen, dient een wegingsfactor te worden vastgelegd voor de LNC- en BOB-score in verhouding tot het belang dat de beheerder aan deze waarden hecht (Weging LNC, Weging BOB; geel gekleurde cellen). Vervolgens wordt automatisch de eindscore berekend.





Figuur 83 Beslisboom die voor elke boom doorlopen moet worden en op basis waarvan beslist wordt of de alternatieve toetsingsmethode 2.0 wordt toegepast of direct wordt overgegaan tot omvorming.

9.3.3 Beoordeling

9.3.3.1 LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuurhistorie)

De beoordeling van de LNC-waarden van de betreffende boom of struik gebeurt door 14 beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1) te toetsen en wordt uiteindelijk uitgedrukt in een LNC-score (zie 9.3.3.1.2).

9.3.3.1.1 LNC-beoordelingscriteria

Elk beoordelingscriterium wordt volgens een vast schema beschreven. In eerste instantie wordt het schaalniveau gegeven waarop de toetsing betrekking heeft (**schaal**). Er worden drie schaalniveaus onderscheiden: boom, plaats en omgeving. Het laagste niveau 'boom' impliceert dat de beoordeling moet uitgevoerd worden op het niveau van de betreffende boom. Indien als schaalniveau is aangegeven 'plaats van de boom' heeft de beoordeling betrekking op de

locatie, standplaats of onmiddellijke omgeving van de betreffende boom. Bij het derde, hoogste schaalniveau, 'omgeving van de boom', gebeurt de beoordeling op de ruimere omgeving van de betreffende boom.

Aansluitend wordt een **kader** geschepd voor het beoordelingscriterium met duiding over de waardeparameter. Tot slot wordt toegelicht hoe de toetsing en scoring dient te gebeuren (**toetsingsmethode**).

De 14 LNC-beoordelingscriteria zijn gebundeld in Tabel 22 en Tabel 23. In deze tabellen worden de volgende kolommen onderscheiden:

- Nr.: volgnummer overeenkomstig de beschrijving van de beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14);
- Criterium: naam van het beoordelingscriterium;
- Waarde: aanduiding of het beoordelingscriterium betrekking heeft op de landschappelijke (L), natuurlijke (N) of cultuurhistorische (C) waarde van de boom;
- Schaal: niveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het beoordelingscriterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht;
- Zone: dijkzone waarop het beoordelingscriterium van toepassing is (R: rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen);
- Hoe beoordelen?: summiere duiding hoe het criterium beoordeeld dient te worden. Een uitgebreider toelichting wordt gegeven in 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14;
- Score: scoreschaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Per beoordelingscriterium zijn de grenswaarden voor elke score gegeven;
- Opmerking: aanvullende duiding of referenties.



Tabel 22 Overzicht van de 14 beoordelingscriteria om de LNC-waarden van bomen te evalueren (criteria 1-8).

Nr	Criterium	Waarde	Schaal	Weging	Zone	Hoe beoordelen?	1	2	Score	3	4	5	Opmerking
1	Leeftijd (formaal)		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe ouder, hoe meer waarde. Beoordeling op basis van stamdiameter (in cm) op borsthoogte. Grenswaarden in cm. Een indicatie van de conditie van de boom in de winter wordt verkregen door de kroontoestand te beoordelen. Concreet wordt het percentage (%) taksterfte ingeschat in 5 klassen. Hoe lager het percentage taksterfte, hoe hoger de waarde die wordt toegekend aan de boom. Grenswaarden in %.	< 10	10-19	20-29	30-39	≥ 40		Dit criterium is enkel van toepassing op eenstammige bomen en niet op meerstammig hakhout en struiken.
2	Conditie/toestand		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Een indicatie van de conditie van de boom in de zomer wordt verkregen door de kroontoestand te beoordelen. Concreet wordt het percentage (%) bladverlies ingeschat in 5 klassen. Hoe lager het percentage bladverlies, hoe hoger de waarde die wordt toegekend aan de boom. Grenswaarden in %.	61-100	41-60	21-40	11-20	0-10		De conditie of de gezondheidstoestand van een boom bepalen is specialistenwerk. Dit criterium levert louter een indicatie op. Indien een vermoeden bestaat dat de boom in een slechte conditie verkeert, kan contact opgenomen worden met het Diagnosecentrum voor Bomen (https://www.inbo.be/nl/over-inbo/dienstverlening/diagnosecentrum-voor-bomen).
3	Toekomstwaarde		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe langer de restlevensverwachting, hoe meer waarde. Grenswaarden in jaren. Hoe zeldzamer, hoe meer waarde.	≤ 25	26-50	51-100	101-250	> 250		In STOWA (2001) wordt voor verschillende boomsoorten een richtwaarde gegeven voor de gemiddelde levensverwachting.
4	Zeldzaamheid	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Grenswaarden in kilometerhokfrequentieklasse (KFK).	9-10	7-8	5-6	3-4	< 3		Kilometerhokfrequentieklasse (KFK) uit Van Landuyt et al. (2006a)
5	Biotoop	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe rijker aan andere biota of habitats, hoe meer waarde.	arm						De aanwezigheid van nesten levert een hoge score op; overjarige nesten wordt een hogere score toegekend. De aanwezigheid van holtes die nestgelegenheid bieden aan vogels of slaap-, paar-, kraam- of overwinteringsplaats zijn voor viermuizen levert een hoge score op. De aanwezigheid van epifyten (bryo, pterido, spermato) levert een hogere score op. Als criterium worden de Rode lijst-categorieën gebruikt volgens Van Landuyt et al. (2006b) en Van Landuyt & De Beer (2017).
6	Genenbron	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe meer als lokale zaadbron fungerend, hoe meer waarde. Als kwantificerend criterium wordt de afstand tot de volgende zaadboom gebruikt. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere zaadboom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde. Grenswaarden in meter.	≤ 50	51-100	101-200	201-400	> 400		Als de boom fungeert als lokale zaadbron. Als kwantificerend criterium wordt de afstand tot de volgende zaadboom gebruikt. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere zaadboom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde
7	Markeringsboom, geschiedenis, symbool	Cultuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Is het een markeringsboom (bijv. linde) en hoe ouder, hoe meer waarde. Hoe meer geschiedenis de boom heeft, hoe meer waarde. Als boom verwijst naar iets in het verleden, heeft te waarde. Grenswaarden in jaren.	≤ 25	26-50	51-100	101-200	> 200		De waarde van de markeringsboom of de geschiedenis van de boom wordt gekwantificeerd door de leeftijd van de boom.
8	Invasieve exoten	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Invasieve exoten krijgen een lage waarde toegekend.	Unielijst	zwarte lijst (black list) of rode lijst (alert list)	oranje lijst (watch list)	adventieve soort	niet op een van voorgaande lijst		Score op basis van de opname van de soort op de Unielijst of de categorie waartoe de betreffende soort behoort volgens het ISEA-protocol of de adventieve oorsprong.

Tabel 23 Overzicht van de 14 beoordelingscriteria om de LNC-waarden van bomen te evalueren (criteria 9-14) (vervolg).

Nr	Criterium	Waarde	Schaal	Weging	Zone	Hoe beoordeelen?	1	2	3	4	5	Opmerking
9	Staat de boom bij een ander element (subcrit. 1) en is de boomsoort kenmerkend (subcrit. 2)?	Landschap	plaats	1-5	R/RR/KL/LT	Als de boom staat bij een ander element (gebouw, monument, hoeve, oprijt, hek, sluis, coupure, enz.), heeft ie waarde. Als de boomsoort passend is bij dit ander element, heeft het waarde. Als de boom niet bij een ander element staat maar wel de correcte boomsoort is voor de plaats op de dijk, heeft ie waarde.	subcrit. 1: neen en subcrit. 2: neen	subcrit. 1: ja en subcrit. 2: neen	subcrit. 1: ja en subcrit. 2: ja	subcrit. 1: neen en subcrit. 2: ja	subcrit. 1: ja en subcrit. 2: ja	Okkernoot of hoogstamfruitboom bij een boerderij, leilinde voor een woning, knotwilgen langs een wiesl, elzen langs het water, linde, okkernoot, hoogstamfruitboom, zomereik, iep bij oprijt, enz. zijn voorbeelden van passende boomsoorten bij elementen (STOWA, 2001).
10	Overstromingstolerantie	Natuur	plaats	1-5	R	Een boomsoort met een hoge overstromingstolerantie heeft waarde. Als de boom een baken in het landschap vormt of deel uitmaakt van een rij bomen die de dijk als ruggengraat van het landschap versterken of accentueren, dan heeft ie waarde.	zeer laag	laag	intermediair	hoog	zeer hoog	Dit criterium geldt enkel voor bomen aan de rivierzijde van de dijk. Glenz et al. (2006) deelde de verschillende boomsoorten in 5 categorieën.
11	Landschapselement	Landschap	omgeving	1-5	R/RR/KL/LT	Als de boom een verbindingfunctie heeft in de lengterichting van de dijk, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	niet				in hoge mate	
12	Ecologische verbinding in de lengterichting	Natuur	omgeving	1-5	R/RR/KL/LT	De corridorfunctie wordt ook beoordeeld door zowel de breedte (m) van de volledige corridor in rekening te brengen, als het aantal rijen bomen (indien als dusdanig herkenbaar). Als slechts 1 rij aanwezig is, wordt direct score 5 toegekend. Indien meer dan 1 rij aanwezig, wordt ook de breedte (m) van de bomenrij(en) in rekening gebracht. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de impact indien deze verwijderd wordt. Vandaar dat de score afneemt bij toenemende breedte van de corridor. Grenswaarden in aantal rijen en in meter.	< 5	5-9	10-14	15-20	> 20	Jansen et al. (2010); Schut et al. (2013)
13	Breedte ecologische verbinding	Natuur	omgeving	1-5	R/RR/KL/LT	Als de boom een verbindingfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	< 40	> 1 rij en > 40	> 1 rij en > 31 - > 1 rij en > 21 - > 1 rij en > 11 - > 1 rij of > 1	> 1 rij en > 20	> 1 rij en > 10	Verboom & Huitema (2010)
14	Dwarse ecologische verbinding	Natuur	omgeving	1-5	R/RR/KL/LT	Als de boom een verbindingfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	< 5	5-9	10-14	15-20	> 20	Jansen et al. (2010); Schut et al. (2013)

9.3.3.1.1.1 Leeftijd (formaat)

Schaal: boom

Kader: leeftijd is bij bomen een positieve waarde, vandaar dat een oude boom waardevoller wordt ingeschat dan een jong exemplaar. De leeftijd van een boom bepalen is evenwel niet evident, vandaar dat de stamdiameter als proxy wordt gebruikt. Door de stamdiameter als meetstatistiek te gebruiken, worden snelgroeiende soorten intrinsiek bevoorrecht in tegenstelling tot traag groeiende soorten omdat ze sneller een hogere stamdiameter bereiken. Maar eigenlijk dient dit criterium niet de leeftijd van de boom te beoordelen maar eerder het formaat of de grootte van de boom. Grote bomen worden namelijk waardevoller ingeschat in vergelijking met kleinere bomen.

Dit beoordelingscriterium is enkel van toepassing op eenstammige bomen en niet op meerstammig hakhout. Ook voor struiken als meidoorn (*Crataegus* spp.), hazelaar (*Corylus avellana*), gewone vlier (*Sambucus nigra*), sleedoorn (*Prunus spinosa*), Gelderse roos (*Viburnum opulus*), sporkehout (*Frangula alnus*), rode kornoelje (*Cornus sanguinea*), struikvormige wilgen (*Salix* spp.), enz. is dit criterium niet geldig.

Toetsingsmethode: eigenlijk beoordeelt dit criterium niet de leeftijd maar eerder het formaat of de grootte van de boom, vandaar dat de beoordeling gebeurt op basis van de stamdiameter (in cm) op borsthoogte (\pm 130 cm boven het maaiveld). Hoe hoger de diameter, hoe hoger de score. De hoogste score (5) wordt gegeven als de diameter groter dan of gelijk is aan 40 cm; de laagste score (1) indien minder dan 10 cm.

9.3.3.1.1.2 Conditie/toestand

Schaal: boom

Kader: een boom die in goede conditie of gezondheidstoestand verkeert, wordt waardevoller ingeschat omdat verwacht wordt dat een gezonde boom minder snel omvalt (windworp) en bijgevolg geen schade veroorzaakt aan het dijklichaam. Ecologisch hebben beschadigde of afstervende bomen ook een waarde maar deze wordt hier niet in rekening gebracht.

Toetsingsmethode: de conditie van de boom wordt ingeschat door de kroontoestand te beoordelen door het percentage blad- of naaldverlies in te schatten in 5 klassen (zie o.a. Sioen *et al.*, 2017). Deze beoordeling gebeurt best tussen begin juli en eind augustus; populieren bij voorkeur tijdens de eerste tien dagen van augustus. Hoe lager het percentage blad- of naaldverlies, hoe beter de conditie, hoe hoger de waarde of score die wordt toegekend aan de boom. De hoogste score (5) wordt gegeven als het percentage blad- of naaldverlies tussen de 0% en 10% ligt, de laagste score (1) als het 100% is.

Als alternatief kan in de winterperiode bij bladverliezende soorten het percentage taksterfte worden ingeschat. Enkel takken met een diameter groter dan of gelijk aan 2 cm worden in rekening gebracht. Het oppervlakte-aandeel dat afgestorven takken innemen ten opzichte van het totaal takoppervlakte wordt ingeschat in 5 klassen. Dode takken kunnen herkend worden aan de verkleuring, loskomende, afbladderende tot ontbrekende schors of bast of aan de bruine kleur onder de bast. De hoogste score (5) wordt gegeven als het percentage taksterfte tussen de 0% en 10% ligt, de laagste score (1) als het meer dan 60% is.

Voor het inschatten van de conditie van de boom geniet de beoordeling van de kroontoestand door het inschatten van het percentage blad- of naaldverlies de voorkeur. Slechts een van beide methodes wordt toegepast, percentage blad- of naaldverlies of percentage taksterfte.

//

!! De conditie of de gezondheidstoestand van een boom bepalen is evenwel specialistenwerk. Dit criterium levert louter een indicatie op. Indien een vermoeden bestaat dat de boom in een slechte conditie verkeert, is het aangewezen om contact op te nemen met het Diagnosecentrum voor Bomen (<https://www.inbo.be/nl/over-inbo/dienstverlening/diagnosecentrum-voor-bomen>). Het Diagnosecentrum voor Bomen kan praktisch en wetenschappelijk onderbouwd advies verlenen.

9.3.3.1.1.3 Toekomstwaarde

Schaal: boom

Kader: bomen die nog lang te gaan hebben, worden waardevoller ingeschat dan bomen die hun verwachte levensduur naderen.

Toetsingsmethode: in STOWA (2001) wordt voor verschillende boomsoorten een indicatieve richtwaarde gegeven voor de gemiddelde levensverwachting (Tabel 24). Hoe langer de restlevensverwachting, hoe meer waarde aan de boom wordt toegekend of hoe hoger de score. Bij de beoordeling wordt de huidige leeftijd geschat en in rekening gebracht. De hoogste score (5) wordt toegekend als de resterende levensverwachting meer dan 250 jaar bedraagt, de laagste score (1) als deze minder dan of gelijk is aan 25 jaar.

De levensverwachting is evenwel sterk afhankelijk van de standplaats (bodemeigenschappen, grondwaterstand, windbelasting, enz.). Vandaar dat bij de beoordeling best niet enkel rekening wordt gehouden met de levensverwachting van de betreffende soort maar ook met de specifieke individuele boom.

Tabel 24 Indicatieve levensverwachting van enkele boom- en struiksoorten (naar STOWA, 2001).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Levensverwachting
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	150-300
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	80-150
Berk	<i>Betulus</i>	60-70
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	250-500
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	60-70
Eenstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i>	80-100
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	100-250
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>	200-300
Okkernoot	<i>Juglans regia</i>	100-300
Appel	<i>Malus</i>	80-100
Witte abeel	<i>Populus alba</i>	80-100
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i>	100-120
Grauwe abeel	<i>Populus canescens</i>	80-100
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i>	60-70
Zoete kers	<i>Prunus avium</i>	60-70
Vogelkers	<i>Prunus padus</i>	30-50
Peer	<i>Pyrus</i>	80-100
Eik	<i>Quercus</i>	250-500
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	100-300
Schietwilg	<i>Salix alba</i>	80-140
Wilde lijsterbes	<i>Sorbus aucuparia</i>	60-80
Linde	<i>Tilia</i>	500-1000
Iep	<i>Ulmus</i>	200-300



9.3.3.1.1.4 Zeldzaamheid

Schaal: boom

Kader: de zeldzaamheid van de boom- of struiksoort in Vlaanderen wordt in rekening gebracht. Hoe zeldzamer de soort, hoe hoger de waarde die wordt toegekend.

Toetsingsmethode: aan elke soort heeft Van Landuyt *et al.* (2006a) een kilometerhokfrequentieklasse (KFK) toegekend op basis van het aantal kilometerhokken³⁹ waarin de soort in Vlaanderen is aangetroffen. Van Landuyt *et al.* (2006a) onderscheidt 11 kilometerhokfrequentieklassen, gaande van klasse 0 (niet meer waargenomen sinds 1972), over klasse 1 (uiterst zeldzaam) tot klasse 10 (uiterst algemeen).

Tot welke kilometerhokfrequentieklasse een bepaalde soort behoort, kan opgezocht worden in de Floradatabank (<https://flora.inbo.be>). Via deze webapplicatie kan het betreffende taxon (soort) worden opgezocht, waarna onder 'Status' de 'Zeldzaamheid KFK' af te lezen is. Soorten die tot een lage kilometerhokfrequentieklasse behoren of met andere woorden zeldzaam zijn, krijgen een hoge score toegekend. Zo wordt de hoogste score (5) gegeven aan soorten met een KFK van 0, 1 of 2; de laagste score (1) bij een KFK van 9 of 10. Voor een selectie van soorten is de kilometerhokfrequentieklasse (KFK) gegeven in Tabel 25.

9.3.3.1.1.5 Biotoop

Schaal: boom

Kader: hoe rijker aan andere biota of habitats, hoe meer waarde. Een boom kan het leefgebied of habitat vormen van tal van andere plant-, dier- en paddenstoelsoorten. Vogels kunnen hun nest bouwen in een boom. Sommige vogelsoorten gebruiken zelfs jaar na jaar hetzelfde nest. Spechten hakken nestholtes in bomen. Holtes die trouwens ook gebruikt worden door andere holenbroedende vogelsoorten zoals mezen, spreeuw, holenduif, kauw, bosuil, enz.

Ook vleermuizen maken gebruik van deze holtes als slaappleats, overwinteringsplaats, paarplaats of sommige soorten hebben kraamkolonies in bomen. Vleermuizen maken niet enkel gebruik van holen maar evengoed van spleten of zelfs gebarsten of losgekomen schors kan voldoende zijn voor vleermuizen.

Bomen fungeren als forofyt voor tal van epifyten. Zowel hogere planten kunnen op bomen groeien maar evengoed mossen, korstmossen en varens. Bovendien vormen bomen het habitat van tal van insectensoorten. Sommige foerageren op de bladeren, terwijl andere profiteren van nectar en stuifmeel. In die zin zijn er verschillen tussen de soorten. Lindes, wilgen en verschillende soorten van de rozenfamilie (*Rosaceae*) produceren veel nectar en/of pollen. Eikensoorten doen dit niet maar hebben een hoge waarde voor epifyten en bladeteende insecten. In Alexander *et al.* (2006) worden de verschillende boom- en struiksoorten afgewogen.

Toetsingsmethode: het beoordelen van een boom als biotoop of habitat voor andere biota is moeilijk te kwantificeren. Indien nesten van vogels aanwezig zijn, en zeker overjarige nesten, wordt een hoge score toegekend. Als spechtenholen of losse schors aanwezig zijn, krijgt de boom eveneens een hoge score. Het voorkomen van epifyten (bryo-, pterido-, spermatofyten)

³⁹ Om de verspreiding van plantensoorten in Vlaanderen in kaart te brengen is het gehele grondgebied opgedeeld in rastereenheden of hokken van 1 x 1 km. Dergelijke kilometerhokken vormen de basiseenheid waarbinnen soorten worden geïnventariseerd.

levert eveneens een hogere score op. Als leidraad kunnen de Rode Lijstcategorieën worden gebruikt om de waarde van deze epifyten in te schatten (varens en hogere planten: Van Landuyt *et al.* (2006b); mossen: Van Landuyt & De Beer (2017)). De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.1.1.6 Genenbron

Schaal: boom

Kader: vele van de bomen en struiken langs het Schelde-estuarium zijn opgenomen in de databank van autochtone genenbronnen (<https://www.natuurenbos.be/autochtonebomen>), maar officieel erkende zaadbronnen voor de opkweek van autochtoon plantgoed komen in de directe omgeving van het Schelde-estuarium niet voor. Desalniettemin fungeren de aanwezige bomen en struiken wel als lokale streekeigen zaadbron voor natuurlijke verjonging. De vruchten en zaden verspreiden zich en vormen het begin van nieuwe bomen en struiken. Aldus wordt de populatie en genetische diversiteit in stand gehouden.

Indien veel bomen van dezelfde soort bij elkaar voorkomen daalt het relatief belang van een bepaald exemplaar, als lokale zaadbron. Indien weinig exemplaren voorkomen, geldt vanzelfsprekend het omgekeerde. De toetsingsmethode is daarop gebaseerd. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere boom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde of score want dan is de boom de enige die dienst kan doen als lokale zaadbron.

Toetsingsmethode: als kwantificerend criterium wordt de afstand (m) tussen de betreffende boom en een andere boom van dezelfde soort (i.e. de volgende zaadbron) gebruikt. Hoe hoger de afstand, hoe hoger de score. Als de afstand meer dan 400 m bedraagt, wordt de maximale score (5) gegeven; de laagste score (1) als de afstand minder of gelijk is aan 50 m.

9.3.3.1.1.7 Markeringsboom, geschiedenis, symboliek

Schaal: boom

Kader: ter gelegenheid van speciale gebeurtenissen of ter herdenking worden geregeld bomen aangeplant (bijvoorbeeld bevrijdingsboom, vredesboom, enz.). Ook worden soms bomen geplaat om speciale punten te markeren. In andere gevallen wordt aan bestaande bomen een symbolische waarde toegekend omwille van redenen van verschillende aard. Dergelijke herdenkings-, markerings- of symbolische bomen genieten een speciale waarde. Vele daarvan zijn bovendien opgenomen in de Inventaris van het Onroerend Erfgoed (<https://inventaris.onroerenderfgoed.be>).

Toetsingsmethode: aan deze herdenkings-, markerings- of symbolische bomen wordt een waarde of score toegekend op basis van hun leeftijd. Hoe ouder, hoe hoger de waarde of score de boom wordt toebedeeld. Indien de leeftijd meer dan 200 jaar is, wordt de hoogste score (5) toegekend. Bij een leeftijd van 25 jaar of jonger krijgt de boom de laagste score (1).



Tabel 25 Lijst van bomen en struiken waarin voor elke soort de kilometerhokfrequentie (zeldzaamheid (KFK)) gegeven is indien beschikbaar in de Floradatabank (<https://flora.inbo.be>) (zie 9.3.3.1.1.4 Zeldzaamheid). Voor elke soort is aangegeven of ze op de Unielijst staat of op de zwarte, rode of oranje lijst volgens het ISEIA-protocol. Ook is aangegeven of het een adventieve soort is (zie 9.3.3.1.1.8 Invasieve exoten).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Zeldzaamheid (KFK)	Invasieve exoot/adventief
Spaanse aak	<i>Acer campestre</i>	6	
Vederesdoorn	<i>Acer negundo</i>	3	oranje lijst (watch list)
Noorse esdoorn	<i>Acer platanoides</i>	7	
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	10	
Grijze streepjesbastesdoorn	<i>Acer rufinerve</i>		oranje lijst (watch list)
Witte paardenkastanje	<i>Aesculus hippocastanum</i>	6	adventief
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i>	4	Unielijst
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	10	
Witte els	<i>Alnus incana</i>	7	adventief
Amerikaans krentenboompje	<i>Amelanchier lamarckii</i>	6	oranje lijst (watch list)
Struikaster	<i>Baccharis halimifolia</i>	2	Unielijst
Zachte berk	<i>Betula alba</i>	9	
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i>	10	
Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i>	6	oranje lijst (watch list)
Haagbeuk	<i>Carpinus betulus</i>	9	
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	9	adventief
Rode kornoelje	<i>Cornus sanguinea</i>	8	
Canadese kornoelje	<i>Cornus sericea</i>	2	zwarte lijst (black list)
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	10	
Vlakke dwergmispel	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	4	zwarte lijst (black list)
Tweestijlige meidoorn	<i>Crataegus laevigata</i>	6	
Eenstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i>	10	
Brem	<i>Cytisus scoparius</i>	10	
Smalle olijfwilg	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	2	oranje lijst (watch list)
Wilde kardinaalsmuts	<i>Euonymus europaeus</i>	6	
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	9	
Vijg	<i>Ficus carica</i>		adventief
Sporkehout	<i>Frangula alnus</i>	10	
Es	<i>Fraxinus excelsior</i>	10	
Pennsylvaanse es	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>		oranje lijst (watch list)
Duindoorn	<i>Hippophae rhamnoides</i>	4	
Hulst	<i>Ilex aquifolium</i>	8	
Zwarte walnoot	<i>Juglans nigra</i>		adventief
Okkernoot	<i>Juglans regia</i>	6	adventief
Jeneverbes	<i>Juniperus communis</i>	3	
Haagliguster	<i>Ligustrum ovalifolium</i>	4	adventief
Wilde liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>	5	
Boksdoorn	<i>Lycium barbarum</i>	3	
Mahonia	<i>Mahonia aquifolium</i>	5	zwarte lijst (black list)
Wilde appel en eetappel	<i>Malus sylvestris</i>	6	
Witte moerbeï	<i>Morus alba</i>		adventief
Zwarte moerbeï	<i>Morus nigra</i>		adventief
Wilde gagel	<i>Myrica gale</i>	5	
Fijnspar	<i>Picea abies</i>		adventief
Corsicaanse den	<i>Pinus nigra subsp. laricio</i>		adventief
Oosterijkse den	<i>Pinus nigra subsp. nigra</i>		adventief
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i>	7	
Witte en grauwe abeel	<i>Populus alba (+ Populus x canescens)</i>	8	
Italiaanse populier	<i>Populus nigra var. italica</i>		adventief
Zwarte populier	<i>Populus nigra var. nigra</i>	2	
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i>	9	
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i>		adventief
Zoete kers	<i>Prunus avium</i>	9	
Kerspruim	<i>Prunus cerasifera</i>	3	adventief
Laurierkers	<i>Prunus laurocerasus</i>		oranje lijst (watch list)
Vogelkers	<i>Prunus padus</i>	6	

////////////////////////////////////

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Zeldzaamheid (KFK)	Invasieve exoot/adventief
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i>	10	zwarte lijst (black list)
Sleedoorn	<i>Prunus spinosa</i>	9	
Gekweekte peer	<i>Pyrus communis</i>	3	adventief
Wilde peer	<i>Pyrus pyraster</i>	2	
Wintereik	<i>Quercus petraea</i>	5	
Zomereik	<i>Quercus robur</i>	10	
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	9	oranje lijst (watch list)
Wegedoorn	<i>Rhamnus cathartica</i>	3	
Pontische rododendron	<i>Rhododendron ponticum</i>	5	zwarte lijst (black list)
Fluweelboom	<i>Rhus typhina</i>		oranje lijst (watch list)
Alpenbes	<i>Ribes alpinum</i>	2	
Zwarte bes	<i>Ribes nigrum</i>	5	
Aalbes	<i>Ribes rubrum</i>	9	
Kruisbes	<i>Ribes uva-crispa</i>	6	
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	9	oranje lijst (watch list)
Kraagroos	<i>Rosa agrestis</i>	1	
Bosroos	<i>Rosa arvensis</i>	5	
Hondsroos s.l.	<i>Rosa canina</i>	9	
Kleinbloemige roos	<i>Rosa micrantha</i>	1	
Veelbloemige roos	<i>Rosa multiflora</i>	1	adventief
Duinroos	<i>Rosa pimpinellifolia</i>	2	
Egelantier	<i>Rosa rubiginosa</i>	4	
Rimpelroos	<i>Rosa rugosa</i>	4	zwarte lijst (black list)
Stijlroos	<i>Rosa stylosa</i>	1	
Viltroos	<i>Rosa tomentosa</i>	4	
Bottelroos	<i>Rosa villosa</i>	1	
Schietwilg	<i>Salix alba</i>	10	
Geoorde wilg	<i>Salix aurita</i>	8	
Kruidwilg	<i>Salix babylonica var. Pekinensis cv. Tortuosa</i>		adventief
Boswilg	<i>Salix caprea</i>	10	
Grauwe wilg (incl. kruisingen)	<i>Salix cinerea</i> (incl. kruisingen)	9	
Duitse dot	<i>Salix dasyclados</i>	3	adventief
Kraakwilg (incl. kruisingen)	<i>Salix fragilis</i> (incl. kruisingen)	9	
Laurierwilg	<i>Salix pentandra</i>	2	
Bittere wilg	<i>Salix purpurea</i>	3	
Kruipwilg	<i>Salix repens</i>	6	
Amandelwilg	<i>Salix triandra</i>	5	
Katwilg	<i>Salix viminalis</i>	8	
Amandelwilg x Katwilg	<i>Salix x mollissima</i>	4	
Treurwilg	<i>Salix x sepulcralis</i>		adventief
Kruidvlier	<i>Sambucus ebulus</i>	3	
Gewone vlier	<i>Sambucus nigra</i>	10	
Trosvlier	<i>Sambucus racemosa</i>	4	
Wilde lijsterbes	<i>Sorbus aucuparia</i>	10	
Sneeuwbes	<i>Symphoricarpos albus</i>	6	adventief
Moerascipres	<i>Taxodium distichum</i>		adventief
Taxus	<i>Taxus baccata</i>	5	
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	4	
Zomerlinde (+ bastaarden)	<i>Tilia platyphyllos</i> (incl. kruisingen)	5	
Gaspeldoorn	<i>Ulex europaeus</i>	4	
Ruwe iep	<i>Ulmus glabra</i>	5	
Fladderiep	<i>Ulmus laevis</i>	2	
Gladde iep	<i>Ulmus minor</i>	9	
Wollige sneeuwbal	<i>Viburnum lantana</i>	2	
Gelderse roos	<i>Viburnum opulus</i>	9	

////////////////////////////////////

het water, een linde, okkernoot, hoogstamfruitboom, zomereik, iep bij oprit, enz. (de beoordeling van subcriterium 2 staat los van onderstaande soortenlijst, als het antwoord op subcriterium 1 ja is).

Indien de boom niet bij een ander element staat (subcriterium 1 is neen), gaat het tweede subcriterium na of de betreffende boomsoort kenmerkend is voor zijn plaats op de dijk. Als leidraad hiervoor wordt onderstaande soortenlijst gebruikt die soorten geeft per plaats op de dijk (STOWA, 2001):

- Kruin of hogere delen: linde (*Tilia* sp.), iep (*Ulmus* sp.), okkernoot (*Juglans regia*), witte paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum*), Canadapopulier (*Populus x canadensis*), hoogstamfruitbomen
- Rivierzijde: soorten van de kruin (zie boven), aangevuld met wilg (*Salix* sp.), eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*), populier (*Populus* sp.), zwarte els (*Alnus glutinosa*)
- Landzijde: soorten van kruin en rivierzijde (zie boven), aangevuld met gewone es (*Fraxinus excelsior*)

9.3.3.1.1.10 Overstromingstolerantie

Schaal: plaats van de boom

Kader: bomen die op de rivierzijde van de dijk staan worden geconfronteerd met overstromingen. Deze overstromingen kunnen regelmatig en van kortere duur zijn, zoals tijdens hoogwater bij springtij of onregelmatig en van langere duur zoals bij storm en hoogwaterafvoeren. Afhankelijk van de locatie verschillen deze overstromingen in frequentie, duur, hoogte, periode en diepte. Boomsoorten verschillen in hun tolerantie voor overstromingen en moeten op een specifieke locatie aangepast zijn aan de heersende overstromingskenmerken. Indien de soort aangepast is aan de overstromingskenmerken van de specifieke locatie hebben ze waarde.

Toetsingsmethode: dit criterium is enkel van toepassing op bomen die op het talud aan de rivierzijde van de dijk staan, gezien daar de overstromingskans het grootst is. Glenz *et al.* (2006) onderscheidde 5 overstromingstolerantieclassen en kende de verschillende boomsoorten toe aan een van deze klassen. Deze indeling door Glenz *et al.* (2006) gebeurde enerzijds op basis van plantenkenmerken (aanpassingen aan overstromingen) maar anderzijds vooral op basis van expertkennis. Hoe hoger de overstromingstolerantie van de betreffende soort, hoe beter de soort is aangepast, hoe hoger de score die wordt toegekend.

In Glenz *et al.* (2006) (Tabel 26) kan nagegaan worden tot welke overstromingstolerantieklasse de betreffende soorten behoort. Enkele langs het Schelde-estuarium veel voorkomende soorten of hybriden ontbraken in Glenz *et al.* (2006) en zijn op basis van expertkennis toegevoegd aan Tabel 26.



Tabel 26 Verdeling van verschillende boom- en struiksoorten over 5 overstromingstolerantieclassen (naar Glenz *et al.*, 2006, enkel de soorten die in België voorkomen zijn weerhouden). De soorten of hybriden aangeduid met een * zijn toegevoegd.

1 Zeer laag	2 Laag	3 Intermediair	4 Hoog	5 Zeer hoog
Beuk (<i>Fagus sylvatica</i>)	Noordse esdoorn (<i>Acer platanoides</i>)	Spaanse aak (<i>Acer campestre</i>)	Witte els (<i>Alnus incana</i>)	Zwarte els (<i>Alnus glutinosa</i>)
Fijnspar (<i>Picea abies</i>)	Haagbeuk (<i>Carpinus betulus</i>)	Gladde iep (<i>Ulmus minor</i>)	Zachte berk (<i>Betula alba</i>)*	Grauwe wilg (<i>Salix cinerea</i>)
Gewone esdoorn (<i>A. pseudoplat.</i>)	Wollige sneeuwbal (<i>Viburnum lant.</i>)	Wilde liguster (<i>Ligustrum vulgare</i>)	Sporkehout (<i>Frangula alnus</i>)	Amandelwilg (<i>Salix triandra</i>)
Gewone zilverspar (<i>Abies alba</i>)	Hazelaar (<i>Corylus avellana</i>)	Wegedoorn (<i>Rhamnus cathartica</i>)	Zwarte populier (<i>Populus nigra</i>)	Katwilg (<i>Salix viminalis</i>)
Zomerlinde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	Gewone robinia (<i>Robinia pseudo.</i>)	Rode kornoelje (<i>Cornus sanguinea</i>)	Canadapopulier (<i>Populus x canad.</i>)*	Schietwilg (<i>Salix alba</i>)
Zoete kers (<i>Prunus avium</i>)	Tamme kastanje (<i>Castanea sativa</i>)	Duindoorn (<i>Hippophae rhamnoides</i>)	Vogelkers (<i>Prunus padus</i>)	Kraakwilg (<i>Salix fragilis</i>)
Europese lork (<i>Larix decidua</i>)	Zuurbes (<i>Berberis vulgaris</i>)	Gewone es (<i>Fraxinus excelsior</i>)	Bittere wilg (<i>Salix purpurea</i>)	Laurierwilg (<i>Salix pentandra</i>)
Hulst (<i>Ilex aquifolium</i>)	Eenstijlige meidoorn (<i>C. monogyna</i>)	Zomereik (<i>Quercus robur</i>)	Boswilg (<i>Salix caprea</i>)	Duitse dot (<i>Salix dasycardos</i>)*
Wintereik (<i>Quercus petraea</i>)	Sleedoorn (<i>Prunus spinosa</i>)	Gelderse roos (<i>Viburnum opulus</i>)		<i>Salix x mollissima</i> *
Donzige eik (<i>Quercus pubescens</i>)	Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	Witte abeel (<i>Populus alba</i>)		<i>Salix x rubens</i> *
Jeneverbes (<i>Juniperus communis</i>)	Ruwe iep (<i>Ulmus glabra</i>)	Ratelpopulier (<i>Populus tremula</i>)		
Tweestijlige meidoorn (<i>C. laevigata</i>)	Okkernoot (<i>Juglans regia</i>)	Wilde lijsterbes (<i>Sorbus aucuparia</i>)		
	Witte paardenkastanje (<i>A. hippo.</i>)			
	Appel (<i>Malus sylvestris</i>)			
	Grove den (<i>Pinus sylvestris</i>)			
	Taxus (<i>Taxus baccata</i>)			
	Meelbes (<i>Sorbus aria</i>)			
	Gewone vier (<i>Sambucus nigra</i>)			
	Ruwe berk (<i>Betula pendula</i>)			

9.3.3.1.11 Landschapselement

Schaal: omgeving van de boom

Kader: dijken vormen als lineair landschapselement veelal de 'ruggengraat' van dit landschap. Dit is zeker het geval in een open landschap. Bomen op de dijken versterken deze ruggengraat en maken ze beter zichtbaar (STOWA, 2001). Ook een individuele boom kan een baken in het landschap vormen en de dijk als ruggengraat van het landschap accentueren.

Toetsingsmethode: voor dit criterium dient de boom in zijn landschappelijke context te worden beoordeeld. Als de boom deel uitmaakt van een rij bomen op de dijk en deze rij bomen accentueert de dijk als ruggengraat van het landschap, dan heeft de boom waarde en wordt een hoge score toegekend. Op gelijkaardige manier wordt een individuele boom beoordeeld. De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.1.12 Ecologische verbinding in de lengterichting

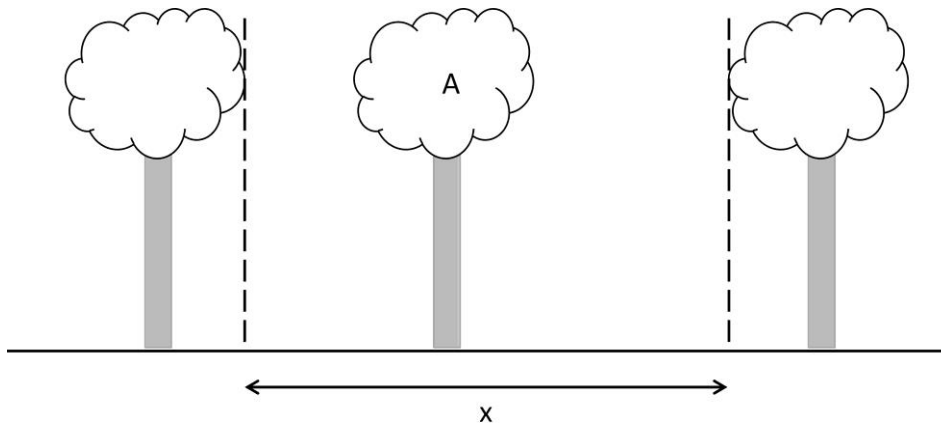
Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen die parallel met de dijk staan, heeft de boom een verbindingsfunctie in de lengterichting van de dijk. Deze rij bomen fungeert als corridor waarlangs organismen zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat. De corridorfunctie van dergelijke lijnvormige landschapselementen is algemeen aangetoond voor vleermuizen. Deze gebruiken bijvoorbeeld bomen- en struikenrijen om zich te verplaatsen van hun slaap- of verblijfplaats naar hun foerageergebieden (Frey-Ehrenbold *et al.*, 2013; Heim *et al.*, 2015; Limpens *et al.*, 1989). Het aantal soorten vleermuizen dat gebruik kan maken van deze bomenrij, is afhankelijk van de afstand tussen de bomen en dan in het bijzonder de afstand tussen de kruinen. Hoe geringer deze afstand, voor hoe meer soorten de corridor geschikt is. Vleermuizen gebruiken namelijk een sonarsysteem om zich te oriënteren. Het sonarbereik verschilt tussen de vleermuissoorten. Bij kleinere soorten is dit bereik veelal lager in tegenstelling tot grotere soorten. Grotere soorten kunnen met andere woorden over grotere afstanden hun omgeving waarnemen in tegenstelling tot kleinere soorten. Als de boomkruinen bijgevolg ver van elkaar staan, is de corridor ongeschikt voor kleine soorten, maar mogelijk geschikt voor grotere soorten. Als de boomkruinen dicht bij elkaar staan is de corridor zowel voor grote als kleine soorten geschikt. De afstanden die gebruikt worden bij het



beoordelingssysteem zijn dan ook gebaseerd op de sonarbereiken van de gevoeligste vleermuissoorten (Everaert, 2015; Jansen *et al.*, 2010; Limpens *et al.*, 1989; Schut *et al.*, 2013).

Toetsingsmethode: de corridorfunctie van de boom wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te kwantificeren tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom, of met andere woorden door de opening te kwantificeren die in de rij ontstaat bij het verwijderen van de te beoordelen boom (Figuur 84). Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie, en bijgevolg hoe hoger de score van de betreffende boom. Als de afstand minder is dan 5 m, wordt de laagste score (1) gegeven; indien meer dan 20 m de hoogste of maximale score (5).



Figuur 84 Bij de beoordeling van boom A wordt de afstand tussen de kruinen bepaald van de 2 meest nabije bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom A (afstand x).

9.3.3.1.1.13 Breedte ecologische verbinding

Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen of van een strook bos die parallel met de dijk staan of dwars op de dijk, heeft de boom een verbindings- of corridorfunctie in de lengterichting of dwarse richting van de dijk (zie resp. 9.3.3.1.1.12 en 9.3.3.1.1.14). Deze rij bomen of strook bos fungeert als corridor waarlangs organismen, zoals vleermuizen, zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat. Niet enkel de afstand tussen de bomen of beter boomkruinen is bepalend voor de functie als corridor voor vleermuizen maar ook de breedte. Hoe breder de corridor, hoe meer geschikt deze is voor vleermuizen om er langs te migreren maar evengoed om te foerageren. Bovendien biedt een brede corridor een betere bescherming tegen wind (Verboom & Huitema, 2010) wat gunstig is voor insecten en dus ook voor dieren die op insecten jagen, zoals vleermuizen.

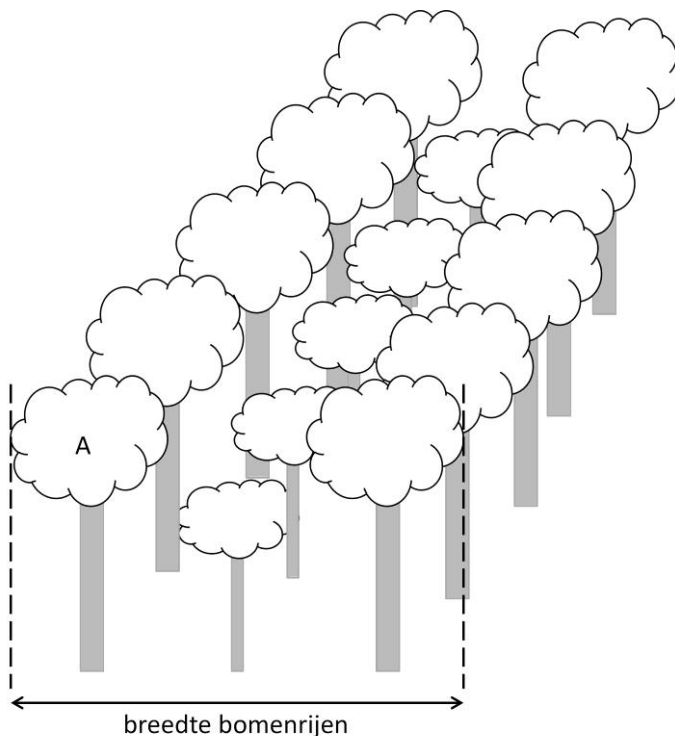
Anderzijds is een brede corridor die bestaat uit verschillende rijen bomen robuuster en is de impact op de corridorfunctie geringer als deze breedte vermindert, bijvoorbeeld door het kappen van een rij bomen. De corridor zal smaller worden, maar behoudt in zekere mate zijn corridorfunctie. Een smalle corridor, in het uiterste geval bestaande uit een enkele rij, is daarentegen veel minder robuust. Indien deze rij verwijderd wordt, verdwijnt de volledige corridor.

Dit criterium is bedoeld om de robuustheid van de corridor te beoordelen. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de waarde of score die wordt toegekend. Een smalle corridor is namelijk



veel minder robuust in vergelijking met een brede corridor en heeft een grotere kans om bij ingrepen zijn corridorfunctie te verliezen.

Toetsingsmethode: de robuustheid van de corridor wordt beoordeeld door enerzijds het aantal rijen bomen in rekening te brengen, indien als dusdanig herkenbaar (bij een strook bos is dit minder evident). Anderzijds wordt ook de breedte (m) van de volledige corridor in rekening gebracht. Dit betreft dus de breedte (m) van de bomenrij(en), gemeten als de afstand tussen de buitenste kroonprojecties van de buitenste rijen (Figuur 85). Indien slechts 1 rij aanwezig is, wordt direct de hoogste score (5) toegekend. Indien meer dan 1 rij aanwezig is, wordt dit gecombineerd met de breedte. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de impact bij ingrepen. Vandaar dat de score afneemt bij toenemende breedte van de corridor. De hoogste score (5) wordt gegeven als de corridor uit 1 rij bestaat of uit meer dan 1 rij maar 10 m of minder breed is; de laagste score (1) als de corridor uit meer dan 1 rij bestaat en meer dan 40 m breed is.



Figuur 85 Om bij de beoordeling van boom A de breedte van de corridor te bepalen, wordt de afstand gemeten tussen de buitenste kroonprojecties van de buitenste rijen.

9.3.3.1.1.14 Dwarse ecologische verbinding

Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen die dwars op de dijk staan, heeft de boom een verbindingfunctie dwars op de dijk. Er wordt een verbinding gemaakt tussen binnen- en buitendijks. Dit is zeker het geval wanneer bosachtige omstandigheden binnen- en buitendijks voorkomen. Een open dijklichaam vormt dan een barrière voor organismen die willen migreren tussen binnen- en buitendijks. Deze rij bomen fungeert als corridor dwars over de dijk waarlangs organismen, zoals vleermuizen, zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat, van binnen- naar buitendijks en omgekeerd.



Het kader en de toetsingsmethode van dit criterium sluiten aan bij het criterium Ecologische verbinding in de lengterichting (zie 9.3.3.1.1.12).

Toetsingsmethode: als de boom een verbindingsfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft hij een waarde als corridor. Deze corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te kwantificeren tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom of met andere woorden door de opening te meten die in de rij ontstaat door het verwijderen van de te beoordelen boom (Figuur 84). Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie, en bijgevolg hoe hoger de score van de betreffende boom. Als de afstand minder is dan 5 m, wordt de laagste score (1) toegekend; indien meer dan 20 m de hoogste of maximale score (5).

9.3.3.1.2 Bepaling LNC-score

De LNC-score wordt berekend volgens de formule, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{LNC - score} = 5 \times \left(\frac{\sum_{i=1}^N \frac{\text{Score } i \times \text{Gewicht } i}{\text{Maximum } i}}{N} \right)$$

Waarbij *Score i* de waarde of de score is die gegeven is aan het betreffende beoordelingscriterium volgens Tabel 22 en Tabel 23. *Gewicht i* is een wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) die door de beheerder aan het betreffende beoordelingscriterium is toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit beoordelingscriterium hecht. *Maximum i* komt overeen met de maximale score die het betreffende beoordelingscriterium kan halen. Deze maximale score wordt bepaald door de wegingsfactor te vermenigvuldigen met de maximaal te behalen score (i.e. 5). *N* betreft het aantal beoordelingscriteria uit Tabel 22 en Tabel 23 die in de toetsing zijn opgenomen.

De LNC-score heeft een waarde tussen 1 en 5.

9.3.3.2 BOB-waarden (Beheer, Onderhoud, Beleid)

Naast de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden van een boom houdt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 ook rekening met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-aspecten of -waarden).

De beoordeling van de BOB-waarden van de boom of struik gebeurt door 2 beoordelingscriteria (zie 9.3.3.2.1) te toetsen. Het resultaat van deze toetsing wordt uitgedrukt in een BOB-score (zie 9.3.3.2.2).

9.3.3.2.1 BOB-beoordelingscriteria

De BOB-beoordelingscriteria zijn volgens een gelijkaardig vast schema beschreven als de LNC-beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1). Eerst is het schaalniveau gegeven, vervolgens het kader en tot slot wordt de toetsingsmethode geduid.



De 2 BOB-beoordelingscriteria zijn samengevoegd in Tabel 27. In deze tabel worden de volgende kolommen onderscheiden:

- Nr.: volgnummer overeenkomstig de beschrijving van de beoordelingscriteria (zie 9.3.3.2.1.1 en 9.3.3.2.1.2);
- Criterium: naam van het beoordelingscriterium;
- Waarde: aanduiding of het beoordelingscriterium aspecten van beheer, onderhoud of beleid betreft;
- Schaal: niveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het beoordelingscriterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht;
- Zone: dijkzone waarop het beoordelingscriterium van toepassing is (R: rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen);
- Hoe beoordelen?: summier duiding hoe het criterium beoordeeld dient te worden. Een uitgebreider toelichting wordt gegeven in 9.3.3.2.1.1 en 9.3.3.2.1.2;
- Score: scoreschaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Per beoordelingscriterium zijn de grenswaarden voor elke score gegeven.

Tabel 27 Overzicht van de 2 beoordelingscriteria om de BOB-waarden van bomen te evalueren.

Nr	Criterium	Waarde	Schaal	Weging	Zone	Hoe beoordelen?	Score				
							1	2	3	4	5
1	Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud	Onderhoud		1-5	R/KR/KL/L/T	Indien de boom geen belemmering vormt voor inspectie (zichtbaarheid), beheer of onderhoud (bereik- en berijdbaarheid), krijgt ie een hoge waarde; idem als ie geen belemmering vormt voor boven- of ondergrondse nutsvoorzieningen.	zware belemmering		matige belemmering		geen belemmering
2	Beheer- en onderhoudskost van de boom	Beheer		1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom netto kosten genereert, wordt een lage score toegekend. Bij netto opbrengst wordt een hoge score gegeven.	netto verlies				netto opbrengst

9.3.3.2.1.1 Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud

Schaal: plaats van de boom

Kader: de waterbeheerder dient een dijk te kunnen onderhouden en beheren. Om dit te kunnen doen, moet een dijk voldoende bereik- en berijdbaar zijn voor het nodige materieel. De aanwezigheid van een boom of bomenrijen kan een ongunstige of belemmerende impact hebben op deze bereik- en berijdbaarheid. Bovendien moet een dijklichaam ten allen tijde kunnen geïnspecteerd worden. Om deze (visuele) inspecties te kunnen uitvoeren mogen bomen de zichtbaarheid van de inspecteur niet bemoeilijken. Ook kunnen in dijken boven- en/of ondergrondse nutsvoorzieningen zijn aangebracht. Bomen kunnen een ongunstige invloed hebben op het onderhoud en functioneren van deze nutsvoorzieningen.

Toetsingsmethode: indien de boom geen belemmering vormt voor inspectie (zichtbaarheid), beheer of onderhoud (bereik- en berijdbaarheid), krijgt hij een hoge waarde; idem als hij geen belemmering vormt voor boven- of ondergrondse nutsvoorzieningen. Indien dit wel het geval is wordt een lage score toegekend. De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.2.1.2 Beheer- en onderhoudskost van de boom

Schaal: boom

Kader: bij de beheer- en onderhoudskost van de boom worden in de eerste plaats de kosten van het snoeien bedoeld. Enerzijds genereert het snoeiwerk zelf kosten, maar ook het opruimen, afvoeren en verwerken van het snoeihout vergt middelen.

Ook kan de aanwezigheid van bomen nog andere kosten genereren. Zo kan het nodig zijn om in de herfst de gevallen bladeren te verwijderen om te voorkomen dat de onderliggende dijkvegetatie afsterft en er ongewenste kale plekken ontstaan. Afvallende takken kunnen schade aan derden veroorzaken en extra onderhoudsinterventies vereisen om bijvoorbeeld het jaagpad opnieuw bereik- en berijdbaar te maken of om de dijkvegetatie opnieuw beheerbaar te maken.

Anderzijds kan houtige biomassa gevaloriseerd worden. Stamhout kan gebruikt worden voor producttoepassingen en houtige restbiomassa voor energieproductie (www.ecopedia.be/pagina/houtige-biomassa). Bij de beoordeling dient de balans te worden opgemaakt tussen de kosten en de opbrengsten.

Toetsingsmethode: als de boom netto kosten genereert, wordt een lage score toegekend. Bij netto opbrengst wordt een hoge score gegeven. De scoring tussen beide uitersten gebeurt gradueel.

9.3.3.2.2 Bepaling BOB-score

Naar analogie met de LNC-score wordt de BOB-score berekend volgens de formule, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{BOB - score} = 5 \times \left(\frac{\sum_{i=1}^N \frac{\text{Score } i \times \text{Gewicht } i}{\text{Maximum } i}}{N} \right)$$

Waarbij *Score i* de waarde of de score is die gegeven is aan het betreffende beoordelingscriterium volgens Tabel 27. *Gewicht i* is een wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) die door de beheerder aan het betreffende beoordelingscriterium is toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit criterium toekent. *Maximum i* komt overeen met de maximale score die het betreffende beoordelingscriterium kan halen. Deze maximale score wordt bepaald door de wegingsfactor te vermenigvuldigen met de maximaal te behalen score (i.e. 5). *N* is het aantal beoordelingscriteria uit Tabel 27 die in de toetsing zijn opgenomen.

De BOB-score heeft een waarde tussen 1 en 5.

9.3.3.3 Eindscore

Op basis van de LNC-score en de BOB-score wordt een eindscore berekend. Bij het bepalen van deze eindscore is het opnieuw mogelijk om een bepaalde wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) toe te kennen aan de LNC-score en BOB-score in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan toekent. Dit resulteert in de volgende formule voor de eindscore, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{Eindscore} = \frac{(LNC - score \times \text{Gewicht LNC}) + (BOB - score \times \text{Gewicht BOB})}{(\text{Gewicht LNC} + \text{Gewicht BOB})}$$

Dit levert een eindscore voor de beoordeelde boom op tussen 1 en 5.

Een hoge score suggereert het behoud van de boom, een lage score kan helpen bij de beslissing een boom te verwijderen. De eindbeslissing ligt evenwel steeds bij de waterbeheerder.



Referenties

Adriaens T. (2016). Advies over de introductieroutes van voor de Europese Unie zorgwekkende invasieve exoten in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek INBO.A.3408. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaens T., Baert K., Breyne P., Casaer J., Devisscher S., Onkelinx T., Pieters S. & Stuyck J. (2015a). Successful eradication of a suburban Pallas's squirrel *Callosciurus erythraeus* (Pallas 1779) (Rodentia, Sciuridae) population in Flanders (northern Belgium). *Biological Invasions* 17(9): 2517-2526.

Adriaens T., Cartuyvels E., Denys L., Devisscher S., Oldoni D., Packet J., Provoost S., Scheers K., Soors J., Vandevorode B., Vandekerckhove K., Verreycken H., Van Landuyt W. & Vught I. (2020). Invasieve Exoten in Vlaanderen: toestand en beleidsaanbevelingen. Uitgebreid achtergrondrapport bij het Natuurrapport 2020. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (41). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaens T., Vandegehuchte M. & Casaer J. (2015b). Basisdocument voor het opmaken van een code van goede praktijk (best practice) voor invasieve exoten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.7041776. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Van Hove D., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A. & Meire P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen in opdracht van W&Z, Rapport Ecobe 05R-82, Antwerpen.

Alexander K., Butler J. & Green T. (2006). The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife* (10): 18-28.

Annett R., Habibi H.R. & Hontela A. (2014). Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology* 34: 458-479.

Anonymus (2004). Technisch vademecum: Grasland. Harmonisch Park- en Groenbeheer. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Afdeling Bos & Groen.

Anonymus (2008). Studie t.b.v. de aanleg van overstromingsgebieden en natuurgebieden i.h.k.v. het SIGMAPLAN. Bestek nr. 16EI/06/16. Deelopdracht 11 Onderzoek bekleding van waterkeringen. I/RA/11305/08.032/RVL. Studie uitgevoerd door THV Sigma Dijke in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal nv.

Anselin A. (2004). Bosrietzanger. p. 346-347. In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (eds.) Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Anselin A. & Mertens W. (2014). Moerasvogels. p. 218-228. In: Van Uytvanck J. & Goethals V. (eds.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoocampus, Leuven, 348 p.

Artoisenet P., Derycke G. & Paquay R. (1987). Schapenhouderij. Voeding. Weidebenutting door schapen en intensief productiesysteem. *Landbouwtijdschrift* 40(3): 683-692.

////////////////////////////////////

- Asaeda T., Rajapakse L., Manatunge J. & Sahara N. (2006). The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia* 553: 327-335.
- Bakker J.P. & Berendse F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(2): 63-68.
- Beerling D.J. (1990). The ecology and control of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) and Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera* Royle) on river banks in South Wales. PhD thesis, University of Wales, Cardiff.
- Beerling D.J., Bailey J.P. & Conolly A.P. (1994). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *Journal of Ecology* 82: 959-979.
- Beerling D.J. & Perrins J.M. (1993). *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). *Journal of Ecology* 81: 167-382.
- Berendse F., Oomes M.J.M., Altena H.J. & Elberse W.Th. (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- Berendse F., van Ruijven J., Jongejans E. & Keesstra S. (2015). Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. *Ecosystems* 18: 881-888.
- Bervoets K. (2008). Nieuwe perspectieven voor beheerresten uit natuurgebieden. *Natuur.Focus7(2)*: 54-59.
- Bímová K., Mandák B. & Pyšek P. (2003). Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology* 166(1): 1-11.
- Boeye D., Gryseels M. & Anselin A. (2004). Moerassen en open water. p 153-189. In: Hermy M., De Blust G. & Sloopmaekers M. (eds.) *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- Booy O., Mill A.C., Roy H.E., Hiley A., Moore N., Robertson P., Baker S., Brazier M., Bue M., Bullock .R, Campbell S., Eyre D., Foster J., Hatton-Ellis M., Long J., Macadam C., Morrison-Bell C., Mumford J., Newman J., Parrott D., Payne R., Renals T., Rodgers E., Spencer M., Stebbing P., Sutton-Croft M., Walker K.J., Ward A., Whittaker S. & Wyn G. (2017). Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s10530-017-1451-z.
- Branquart E. (2007). Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium.
- Bruppacher L., Pellet J., Arlettaz R. & Humbert JY. (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196-202.
- Bullock J.M., Franklin J., Stevenson M.J., Silvertown J., Coulson S.J., Gregory S.J. & Tofts R. (2001). A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 38: 253-267.



- Bullock J.M., Hill B.C., Silvertown J. & Sutton M. (1995). Gap colonization as a source of grassland community change: effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species. *Oikos* 72(2): 273-282.
- Buri P., Arlettaz R. & Humbert JY. (2013). Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture Ecosystems and Environment* 181: 22-30.
- Buth G.J.C. (1986). Binnendijken. *Werkgr. Avifauna Nat. & Vogelw. Schouwen-Duiveland. De vogels van Schouwen-Duiveland, Zierikzee*, pp. 35-47.
- CABI (2022). Progress with Weed Biocontrol Projects.
- Ceulemans T., Merckx R., Hens M. & Honnay O. (2013). Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography* 22: 73-82.
- Cosyns H. & De Keersmaeker L. (2015). Terreininstrument voor biomassa-oogst vanuit een ecologisch perspectief. Rapport in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos en INVERDE (KOBÉ-project). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.6913764. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Cosyns E. & Hoffmann M. (2004). Extensieve begrazing: mogelijkheden en beperkingen. p. 363-405. In: Hermy M., De Blust G. & Sloomakers M. (eds.) *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- Couckuyt J. (2015). Sinusbeheer: maaibeheer op maat van dagvlinders en insecten. Vlaamse Vereniging voor Entomologie. Werkgroep Dagvlinders, Lokeren, 28 p.
- Couvreux M. & Hermy M. (2002). Verspreiden van zaden door maai- en grasbeheer. *Natuur.Focus* 1(1): 4-8.
- Dahlin A.S., Emanuelsson U. & McAdam J.H. (2005). Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* 21: 122-131.
- De Baets S., Poesen J., Gyssels G. & Knapen A. (2006). Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. *Geomorphology* 76: 54-67.
- De Baets S., Poesen J., Knapen A. & Galindo P. (2007). Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1323-1345.
- De Baets S., Poesen J., Meersmans J. & Serlet L. (2011). Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena* 85: 237-244.
- De Becker P. (2004). Graslanden, ruigten en natuurbeheer. p 191-219. In: Hermy M., De Blust G. & Sloomakers M. (eds.) *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- De Becker P., Van Uytvanck J. & Van de Meutter F. (2022). Graslandbeheer. p 227-254. In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G. & Hoffmann M. *Natuurbeheer. Praktijk en wetenschap hand in hand*. Uitgeverij Sterck & De Vreese.

////////////////////////////////////

- Decler K. (eds.) (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen | Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 584 p.
- Decler K. & Leten M. (1997). De wettelijk verplichte bestrijding van distels in Vlaanderen. Een standpunt van het Instituut voor Natuurbehoud. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.1997.13. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- de Groot C. & Oldenburger J. (2011). De bestrijding van invasieve uitheemse plantensoorten; een studie naar de bestrijding van 6 invasieve exoten in de Nederlandse buitenruimte. Stichting Probos, Wageningen, 90 p.
- de Groot C., Oldenburger J. & Jansen P. (2011). Invasieve plantensoorten. Handreikingen voor het beheer. Stichting ProBOS, Wageningen.
- Delarue S. & Willem J. (2006). Mechanisatie van het landschapsbeheer. Werktuigen voor het beheer van opgaande kleine landschapselementen, (oever)bermen en recreatiepaden. IKC Groenmanagement, i.o.v. InterregIII en provincie West-Vlaanderen. 92 p.
- Delbart E., Mahy G., Weickmans B., Henriët F., Crémer S., Pieret N., Vanderhoeven S. & Monty A. (2012). Can land managers control Japanese Knotweed? Lessons from control tests in Belgium. *Environmental Management* 50: 1089-1097.
- Depreiter D., Vercruyse J., Verelst K., Zomer W., Koelewijn A., Tsimopoulou V. & Peeters P. (2022). Overflow tests on Belgian levees. Interreg 2 Seas, Mers Zeeën, Polder2C's. Version 1.0 – 20221215.
- De Saeger S. & Wouters J. (2018). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (4). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Schrijver A., De Frenne P., Ampoorter E., Van Nevel E., Demey A., Wuyts K. & Verheyen K. (2011). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 20: 803-816.
- De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfout S., Vergeynst J., De Smedt P. & Verheyen K. (2013a). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.Focus* 12(3): 92-102.
- De Schrijver A., Schelfout S., Demey A., Raman M., Baeten L., De Groote S., Mertens J. & Verheyen K. (2013b). Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.Focus* 12(4): 145-153.
- de Waal H. (2018). Basisrapport WBI 2017. Versie 1.2. Deltares in opdracht van Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, Utrecht.
- D'hondt B. & Adriaens T. (2022). Advies over de opmaak van een lijst van voor het Vlaamse Gewest zorgwekkende invasieve uitheemse soorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.4423. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dommanget F., Evette A., Spiegelberger T., Gallet C., Pacé M., Imbert M. & Navas M.L. (2014). Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. *Journal of Environmental Management* 132: 71-78.



- Driessen B. & Geers R. (2009). Landschapsbegrazing met schapen. Gedrag als leidraad bij keuze van traditionele rassen. *Natuur.Focus* 8(4): 135-141.
- Driessens G. (2011). Fenologie: resultaten en bespreking 2010. *Natuur.Oriolus* 77(1): 4-8.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulissen D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica* 18: 1-248.
- Everaert J. (2015). Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen. Leidraad voor risicoanalyse en monitoring. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.6498022). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- FAO (2006). Guidelines for soil description. Fourth edition. FAO, Italy.
- Fliervoet L.M. (1992). Aanleg en beheer van grasland op rivierdijken. Unie van Waterschappen, IKC-NBLF, Wageningen, 63 p.
- Fox G.A. & Wilson G.V. (2010). The role of subsurface flow in hillslope and stream bank erosion: a review. *Soil Science Society of America Journal* 74(3): 717-733.
- Frey-Ehrenbold A., Bontadina F., Arlettaz R. & Obrist M.K. (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology* 50: 252-261.
- Gaston K.J. & Spicer J.I. (2004). Biodiversity. An introduction. Second edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 191 p.
- Ghestem M., Sidle R.C. & Stokes A. (2011). The influence of plant root systems on subsurface flow: implications for slope stability. *Bioscience* 61(11): 869-879.
- Gilbert J., Gowing D. & Wallace H. (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation* 142: 1074-1083.
- Glenz C., Schlaepfer R., Iorgulescu I. & Kienast F. (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. Review. *Forest Ecology and Management* 235: 1-13.
- Grant S.A., Suckling D.E., Smith H.K., Torvell L., Forbes T.D.A. & Hodgson J. (1985). Comparative studies of diet selection by sheep and cattle. *Journal of Ecology* 73(3): 987-1004.
- Groenendijk D. & Wolterbeek T. (2001). Praktisch natuurbeheer: vlinders en libellen. KNNV Uitgeverij Utrecht, De Vlinderstichting, Wageningen, 219 p.
- Gryseels M. (1989a). Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I: Effects of winter cutting. *Biological Conservation* 47: 171-193.
- Gryseels M. (1989b). Nature management experiments in a derelict reedmarsh. II: Effects of summer mowing. *Biological Conservation* 48: 85-99.
- Gyssels G., Poesen J., Bochet E. & Li Y. (2005). Impact of plant root characteristics on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29(2): 189-217.
- Hautier Y., Niklaus P.A. & Hector A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636-638.

////////////////////////////////////

- Heim O., Treitler J.T., Tschapka M., Knörnschild M. & Jung K. (2015). The importance of landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. *PLoS ONE* 10(7): e0134443.
- Hejda M., Pyšek P. & Jarošík V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97(3): 393-403.
- Hellström K., Huhta A.P., Rautio P. & Juha T. (2009). Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* 17: 236-244.
- Hermly M., De Blust G. & Sloommaekers M. (2004). *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het IN, Leuven. 452 p.
- Herr C. (2015). Voortoets bij de aanleg van een jaagpad langsheen de Boven-Durme tussen de Veerstraat en de Daknambrug te Lokeren. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3303. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hewlett H.W.M., Boorman L.A. & Bramley M.E. (1987). Design of reinforced grass waterways. CIRIA Report 116.
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B. & Bunce R.G.H. (1999). Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon, Institute of Terrestrial Ecology.
- Hilligers H.P.M. (1983). Beweidingseffecten van Mergellandschapen in enkele Zuidlimburgse natuurreservaten. *Publ. Natuurhist. Gen. Limb.* 32: 24-30.
- Hossain M.J. & Li J. (2020). Effects of long-term climatic variability and harvest frequency on grassland productivity across five ecoregions. *Global Ecology and Conservation* 23: e01154.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J., Sauter G.J. & Walter T. (2010). Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134: 592-599.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J. & Walter T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystems and Environment* 130: 1-8.
- Hurford C. & Schneider M. (2006). *Monitoring nature conservation in cultural habitats: a practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 394 p.
- INBO (2016). *Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie (versie 1.0)*. Standaard Veldprocedure 401, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Jansen E.A., Limpens H.J.G.A. & Westra S. (2010). Landschappelijke herinrichting van het landschap van de Nieuwe Hollandse Waterlinie & vleermuizen. Potentiële knelpunten, oplossingen en ontwikkelkansen. In: *Rapport van de Zoogdierverseniging* (ed. by Zoogdierverseniging). Zoogdierverseniging, Nijmegen.
- Jansen P. (2016). Hakhout op omgekeerde rabatten. *Probos Bosberichten* 2016: 2.
- Jansen P. & Kuiper L. (2001). *Hakhout. Suggesties voor het beheer*. Stichting Bos en Hout i.s.m. Unie van Bosgroepen, Wageningen.



Janssens F., Peeters A., Tallowin J.R.B., Bakker J.P., Bekker R.M., Fillat F. & Oomes M.J.M. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.

Jones I.M., Smith S.M. & Bouchier R.S. (2020). Establishment of the biological control agent *Aphalara itadori* is limited by native predators and foliage age. *Journal of Applied Entomology* 144(8): 710-718.

Joye T., Ramaekers J., Van Herp P., De Wael J., Geerts P. & Schauvliege M. (2008). Technisch Vademecum Bomen. Harmonisch Park- en Groenbeheer. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel. 356 p.

Katsanevakis S., Bogucarskis K., Gatto F., Vandekerckhove J., Deriu I. & Cardoso A.C. (2012). Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. *BioInvasions Records* 1(4): 235-245.

Katsanevakis S., Genovesi P., Gaiji S., Hvid H.N., Roy H., Nunes A.L., Aguado F.S., Bogucarskis K., Debusscher B., Deriu I., Harrower C., Josefsson M., Lucy F.E., Marchini A., Richards G., Trichkova T., Vanderhoeven S., Zenetos A. & Cardoso A.C. (2013). Implementing the European policies for alien species: networking, science, and partnership in a complex environment. *Management of Biological Invasions* 4(1): 3-6.

Küchler A.W. & Zonneveld I.S. (1988). Vegetation mapping. *Handbook of vegetation science* Vol. 10 (Ed. H. Lieth). Kluwer, Den Haag, 635 p.

Lambinon J., De Langhe J.E., Delvosalle L. & Duvingneaud J. (1998). Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden (Pteridofyten en Spermatofyten). 3e druk, Nationale Plantentuin van België, Meise, 1091 p.

Leslie I.N., Heinse R., Smith A.M.S. & McDaniel P.A. (2014). Root decay and fire affect soil pipe formation and morphology in forested hillslopes with restrictive horizons. *Soil Science Society of America Journal* 78(4): 1448-1457.

Limpens H.J.G.A., Helmer W., Van Winden A. & Mostert K. (1989). Vleermuizen (Chiroptera) en lintvormige landschapselementen. Een overzicht van de huidige kennis van het belang van lintvormige landschapselementen voor vleermuizen. *Lutra* 32(1): 1-16.

Lindemann-Matthies P., Junge X. & Matthies D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 195-202.

Liu Q., Fu Y.H., Zeng Z., Huang M., Li X. & Piao S. (2016). Temperature, precipitation, and insolation effects on autumn vegetation phenology in temperate China. *Global Change Biology* 22: 644-655.

Londo G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1): 61-64.

Maes D., Vanreusel W. & Van Dyck H. (2013). Dagvlinders in Vlaanderen: nieuwe kennis voor betere actie. Tielt Uitgeverij Lannoo nv., 542 p.

Maris M. (1999). Hoe ver is de bonte kade nog weg? Erosiebestendigheid en floristische ontwikkeling van de Maaskades. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard, 53 p.

////////////////////////////////////

Martin S. (2014). Experience Report Knotweed control in river maintenance. In: International Knotweed Workshop 2014, Zurich (www.europeanknotweedcontrolnetwork.eu/wp-content/uploads/2014/09/Presentation-Germany_infrastructure-waterways_Martin.pdf).

Massart J. (1908). Les districts littoraux et alluviaux. In Bommer C. & Massart J. (Ed.): Les aspects de la végétation en Belgique. Jardin Botanique de l'Etat.

Menichino G.T., Scott D.T. & Hester E.T. (2015). Abundance and dimensions of naturally occurring macropores along stream channels and the effects of artificially constructed large macropores on transient storage. *Freshwater Science* 34(1): 125-138.

Menzel A. & Fabian P. (1999). Growing season extended in Europe. *Nature* 379: 659.

Mergeay J. (2012). Advies betreffende het gebruik van bloemzaadmengsels ten bate van bestuivers en biodiversiteit. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2012.80. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 26 p.

Mergeay J. & Adriaens T. (2013). Afwegingskader voor het gebruik van bloemenzaadmengsels ten bate van bestuivers en biodiversiteit. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2013.5. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Moore P.D. & Chapman S.B. (1986). *Methods in Plant Ecology*. Second edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 588 p.

Murrell C., Gerber E., Krebs C., Parepa M., Schaffner U. & Bossdorf O. (2011). Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany* 98(1): 38-43.

Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W. & Wade M. (2005). Reuzenberenklauw: een praktisch handleiding. Richtlijnen voor bestrijding en controle van een invasieve plant. *Forest & Landscape Denmark*, Hørsholm, 44 p.

Noordijk J., Delille K., Schaffers A.P. & Sýkora K.V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* 142: 2097-2103.

NSIAS (2018). Pathways of unintentional introduction and spread of ias of union concern in Belgium - REPORT 1. Identification and prioritization. Belgian National Secretariat Invasive Alien Species: Belgian National Secretariat Invasive Alien Species.

Oldenburger J., Penninkhof J., de Groot C. & Voncken F. (2017). Praktijkproef bestrijding duizendknoop. Resultaten en kostenefficiëntie van zeven bestrijdingsmethoden voor duizendknoop en varianten daarop. Stichting ProBOS, Wageningen, 66 p.

Onkelinx T., Verschelde P., Wouters J., Bauwens D. & Quataert P. (2008). Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Steekproefgrootteberekeningen en analyse van de kosteneffectiviteit. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2008.8, Brussel.

Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25(3): 1073-1087.

Pavlu V., Schellberg J. & Hejcman M. (2011). Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolium-Cynosuretum* grassland. *Grass and Forage Science* 66: 501-515.

//

Peeters P., De Vos L., Vandevoorde B., Taverniers E. & Mostaert F. (2012). Erosiebestendigheid van de grasmat bij golfoverslag: Golfoverslagproeven Tielrodebroek. Versie 2_0. WL Rapporten, 713_15b. Waterbouwkundig Laboratorium, INBO en afdeling Geotechniek, Antwerpen, België.

Peeters P., De Vos L., Vandevoorde B. & van der Meer J. (2013). Application of grass cover failure models following in situ wave overtopping experiments in Belgium. *Universal Journal of Geoscience* 1(2): 46-55.

Pollard K.M., Gange A.C., Seier M.K. & Ellison C.A. (2022). A semi-natural evaluation of the potential of the rust fungus *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* as a biocontrol agent of *Impatiens glandulifera*. *Biological Control* 165: 104786.

Pratt C.F., Shaw R.H., Tanner R.A., Djeddour D.H. & Vos J.G.M. (2013). Biological control of non-native weeds: an opportunity not to be ignored. *Entomologische Berichten* 73(4): 144-154.

Pywell R.F., Bullock J.M., Hopkins A., Walker K.J., Sparks T.H., Burke M.J.W. & Peel S. (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39(2): 294-309.

Pywell R.F., Bullock J.M., Tallowin J.B., Walker K.J., Warman E.A. & Masters G. (2007). Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* 44: 81-94.

Raman M., De Dobbelaer T., Vangansbeke P. & De Schrijver A. (2016). Potenties voor ontwikkeling van kwartelkoning en porseleinhoenhabitat in de Vallei van de Grote Nete. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2016.12622497. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Relyea R.A. (2005a). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15(2): 618-627.

Relyea R.A. (2005b). The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* 15(4): 1118-1124.

Reubens B., Poesen J., Danjon F., Geudens G. & Muys B. (2007). The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees* 21: 385-402.

Reynders M., Heylen O., Damen L., Maes P., Claerbout S. & Van Gossum H. (red.) (2014). *Technisch Vademecum Beheer van Invasieve Uitheimse Planten*. Antea Group i.o.v. het Agentschap voor Natuur en Bos en m.m.v. Inverde.

Rijkswaterstaat (RWS) (2021). Schematiseringshandleiding grasbekleding (WBI 2017). Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. Versienummer 5.0.

Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis de Vries M.F., Parente G. & Mills J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation* 119(2): 137-150.

Roufied S., Bornette G., Mistler L. & Piola F. (2011). Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia × bohemica*. *Ecoscience* 18(2): 110-114.



- Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sýkora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35(3): 349-364.
- Schaminée J.H.J., Stortelder A.H.F. & Westhoff V. (1995). *De vegetatie van Nederland. Deel 1 Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen.* Opulus Press, Uppsala, Leiden, 296 p.
- Schut J., Limpens H., La Haye M., van der Heide Y., Koelman R. & Overman W. (2013). Belangrijke factoren voor het gebruik van hop-overs door vleermuizen over wegen. *Veldonderzoek bij Sumar en Gieten.* (ed. by bv AWeo). Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Shannon C.E. & Weaver W. (1949). *The mathematical theory of communication.* The University of Illinois Press, Urbana, 117 p.
- Shaw R.H., Bryner S. & Tanner R. (2009). The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. *Biological Control* 49(2): 105-113.
- Shaw R.H., Tanner R., Djeddour D. & Cortat G. (2011). Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom - lessons for Europe. *Weed Research* 51(6): 552-558.
- Sibbald A.M. & Hooper R.J. (2004). Sociability and the willingness of individual sheep to move away from their companions in order to graze. *Applied Animal Behaviour Science* 86(1-2): 51-62.
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E. & Pascal M. (2012). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58-66.
- Sioen G., Verschelde P. & Roskams P. (2017). *Bosvitaliteitsinventaris 2016. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet (Level 1). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (15).* Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Sival F.P., Jansen P.C., Nijhof B.S.J. & Heidema A.H. (2002). *Overstroming en vegetatie: Literatuurstudie over de effecten van overstroming op voedselrijkdom en zuurgraad.* Alterra-rapport 335. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.
- Stokes A., Atger C., Bengough A.G., Fourcaud T. & Sidle R.C. (2009). Desirable plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. *Plant and Soil* 324(1-2): 1-30.
- Stortelder A.H.F., Schaminée J.H.J. & Hommel P.W.F.M. (1999). *De vegetatie van Nederland. Deel 5: Ruigten, struwelen, bossen.* Opulus Press, Uppsala, Leiden, 376 p.
- STOWA (2001). *Handleiding voor beplanting op en nabij primaire waterkeringen.* Stowa 2000-06, eerste versie, Utrecht, 71 p.
- Sýkora K.V., Kalwij J.M. & P.J. Keizer P.J. (2002). Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421-436.
- Sýkora K.V. & Liebrand C.I.J.M. (1987). *Natuurtechnische en civieltechnische aspecten van rivierdijkvegetaties.* Landbouwuniversiteit Wageningen, 194 p.



- Tanner R.A., Ellison C.A., Seier M.K., Kovács G.M., Kassai-Jáger E., Berecky Z., Varia S., Djeddour D., Singh M.C., Csiszár A., Csontos P., Kiss L. & Evans H.C. (2015). *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* var. nov.: a fungal agent for the biological control of Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*). European Journal of Plant Pathology 141(2): 247-266.
- Tanner R., Ellison C., Shaw R.H., Evans H. & Gange A. (2008). Losing patience with *Impatiens*: are natural enemies the solution? Outlooks on Pest Management 19: 86-91.
- Tax M.H. (1989). Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Natuurmonumenten en Vlinderstichting, 248 p.
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW) (1996). Technisch rapport klei voor dijken. Delft. 52 p. + bijlagen.
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW) (1998). Technisch rapport erosiebestendigheid van grasland als dijkbekleding. TAW, Delft, 38 p.
- Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW) (1999). Grasmat als dijkbekleding. TAW, Delft, 19 p.
- Teixeira L.H., Bauer M., Moosner M. & Kollmann J. (2023). River dike grasslands can reconcile biodiversity and different ecosystem services to provide multifunctionality. Basic and Applied Ecology 66: 22-30.
- Thompson K., Bakker J. P. & Bekker R. M. (1997). The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge, UK: Cambridge University Press., 276 p.
- Thompson K. & Davis M.A. (2011). Why research on traits of invasive plants tells us very little. Trends in Ecology & Evolution 26(4): 155-156.
- Thoonen M., Ameloot E., Heyrman H. & Van Roeyen K. (2019). Advies over verzet van grondmateriaal besmet met invasieve uitheemse duizendknoopsoorten. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3760, Brussel.
- Thoonen M. & Willems S. (2018). Invasieve duizendknoop in Vlaanderen. Een kader voor goed beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (62). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Tilman D. (1997). Mechanisms of plant competition. p. 239-261. In: Crawley M.J., Plant ecology. Second edition. Blackwell Science, Oxford England.
- Vanallemeersch R., Hoffmann M., Anselin A. & Meire P. (1997). Advies van het Instituut voor Natuurbehoud omtrent het maaibeheer op de Sigmadijken in het Zeescheldebekken. Adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud IN.97.05, 13 p. (+ bijlagen).
- Van Calster H., Cools N., De Keersmaeker L., Denys L., Herr C., Leyssen A., Provoost S., Vanderhaeghe F., Vandevoorde B., Wouters J. & Raman M. (2019). Gunstige abiotische bereiken voor vegetatietypes in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.



- Van de Meutter F., Vanderhaeghe F., Raman M. & Van Kerckvoorde A. (2012). Invasieve uitheemse planten langsheen bevaarbare waterlopen in West- en Oost-Vlaanderen. Inschatting van het voorkomen en een afwegingskader voor beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2012.13. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van den Bergh E., Vandevoorde B., Van Ryckegem G., Van Braeckel A. & Mertens W. (in prep.). Schorbeheervoorstel Zeeschelde. Deel 1: Bouwstenen en algemene visie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van den Bruel E. & Thys P. (2018). Beheervisie Invasieve Uitheemse Plantensoorten. De Vlaamse Waterweg nv.
- Vanderhoeven S., Adriaens T., D'hondt B., Van Gossum H., Vandegehuchte M., Verreycken H., Cigar J. & Branquart E. (2015). A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium - the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. *Management of Biological Invasions* 6(2): 197-208.
- Vanderhoeven S., Dassonville N. & Meerts P. (2005). Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275(1-2): 169-179.
- Vandevoorde B. (2015). Advies over het gebruik van bloemzaadmengsels op dijken en in Sigmagebieden. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3039. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandevoorde B., Dhaluin P., Van Lierop F., Elsen R. & Van den Bergh E. (2019). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties van de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandevoorde B., Terrie T. & Van den Bergh E. (in prep.). Ecologisch onderzoek naar dijkvegetaties en hun erosiebestendigheid langs de Zeeschelde en Durme. Richtlijnen naar beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Vandevoorde B., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. (2007). Voorstel voor het inzaaien van nieuw aangelegde dijken langs de Zeeschelde. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2007.128. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandevoorde B. & Van Lierop F. (2021). T0-bepaling van de dijkvegetatie Hedwige-Prosperpolder (datarapport). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek jaar 2021 (60). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandevoorde B. & Ysebaert T. (2000a). Advies van het Instituut voor Natuurbehoud omtrent het maaibeheer op de dijken in het Zeescheldebekken. Adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud IN.A.2000.42. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Vandevoorde B. & Ysebaert T. (2000b). Advies voor schapenbegrazing op de dijken van de Zeeschelde en zijrivieren. Adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud IN.A.2000.161. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D. & van Hinsberg A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra rapport 2397. Alterra WUR, Wageningen, Nederland, 68 p.



- Van Kerckvoorde A. (2016). Een typologie en beschrijving van de kruidvegetatie op bermen en dijken langs W&Z-beheerde waterwegen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek D/2016/3241/278. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 40 p.
- Van Kerckvoorde A., Thoonen M., Demoder H. & De Geest L. (2021). Lokaal beheer van Japanse duizendknoop: volledige uitroeiing mogelijk? *Natuurfocus* 20(2) :83.
- Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B., Raman M., De Geest L., Vervaeet K., Willems K., De Haeck A., Pieters M., Dhaluin P. & Terrie T. (2015). Typologie en standplaatsonderzoek van berm- en dijkvegetaties langs enkele W&Z-waterlopen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.7255881. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Landuyt W. & De Beer D. (2017). Een Rode Lijst van de hauwmossen (*Anthocerotophyta*), levermossen (*Marchantiophyta*) en bladmossen (*Bryophyta*) van Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (48). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt P., Vercruyse W. & De Beer D. (2006a). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Nationale plantentuin van België & Flo.Wer, Brussel, 1007 p.
- Van Landuyt W., Vanhecke L. & Hoste I. (2006b). Rode Lijst van de vaatplanten van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. p 69-81 In: Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt P., Vercruyse W. & De Beer D. (2006). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Nationale plantentuin van België & Flo.Wer, Brussel.
- Vannoppen W., Poesen J., Peeters P., De Baets S. & Vandevoorde B. (2016). Root properties of vegetation communities and their impact on the erosion resistance of river dikes. *Earth Surface Processes and Landforms* 41: 2038-2046.
- Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J., Terrie T., Van Lierop F. & Van den Bergh E. (2016). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2015: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2016.12078839. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Vanoverbeke J., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Speybroeck J., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J. & Van Lierop F. (2020). MONEOS – Datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2018-2019. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapport Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Van Braeckel A. & Van den Bergh E. (2015). Duurzaam beheerplan – oeverbeheer getijdennatuur Zeeschelde. Schorrand- en slikbeheer van de Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.7206076. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Van Ryckegem G., Vanoverbeke J., Elsen R. & Van Braeckel A. (2021). Duurzaam beheer van schorrand en slikken langsheen de Zeeschelde. Een klimaatadaptief beheer na erosie van de Schelde oevers. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (6). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Uytvanck J. & De Blust G. (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo-campus, Leuven.
- Van Uytvanck J., Cosyns E., Helsen K. & Hoffmann M. (2022). Beheren met grazers: van sterk gestuurd door mensen tot begrazing als natuurlijk proces. p 383-426. In: Van Uytvanck J., Hermy M., De Blust G. & Hoffmann M. Natuurbeheer. Praktijk en wetenschap hand in hand. Uitgeverij Sterck & De Vreese.
- Van Uytvanck J., Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B. & De Blust G. (2017). Evaluatie en optimalisatie van de inventarisatiemethodiek en de beheerevaluatie voor bermen en dijken. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (32). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van Wieren S.E. (1987). Grote herbivoren in het natuurbeheer. p.200-214. In: de Bie S., Joenje W. & van Wieren S.E. (eds) *Begrazing in de natuur*. Pudoc, Wageningen.
- Verboom B. & Huitema H.H. (2010). The influence of treeline structure and wind protection on commuting and foraging common pipistrelles (*Pipistrellus pipistrellus*). *Lutra* 53(2): 63-80.
- Vermeersch G., Adriaens P., Boone N. & Pollet M. (2020). Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Vogelrichtlijnsoorten in Vlaanderen. Versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (26). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M. & Paelinckx D. (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2011.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- VTV (2007). Voorschrift Toetsen op Veiligheid Primaire Waterkeringen. lov. Ministerie van Verkeer en Waterstaat Directoraat-Generaal Water, Den Haag.
- Wallis de Vries M.F. & Knotters J.C. (2000). Effecten van gefaseerd maaibeheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur* 101(2): 37-41.
- Weeda E.J., Westra R., Westra CH. & Westra T. (1988). Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 3. IVN, Amsterdam.
- Weeda E.J., Westra R., Westra C. & Westra I. (1991). Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties. Deel 4. IVN, Amsterdam, 317 p.
- Wessels S., Eichberg C., Storm C. & Schwabe A. (2008). Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora* 203(4): 304-326.
- Williamson M.H. & Fitter A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology* 77(6): 1661-1666.



Wouters J., Onkelinx T., Bauwens D. & Quataert P. (2008). Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Leidraad voor de opdrachtgever. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Mededelingen Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2008.7. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Zwaenepoel A. (1998). Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer. Stichting Leefmilieu vzw/Kredietbank i.s.m. AMINAL afdeling Natuur, Brussel, 295 p.

Zwaenepoel A. (2000). Veldgids. Ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. WVI in opdracht van Provincie West-Vlaanderen.



Bijlage

Bijlage 1: GIS-bestanden

Als bijlage bij dit rapport zijn 4 GIS-bestanden (shapefile, Lambert-72 projectie) gegeven:

- VegetatiekaartDijkenDistrict3.shp: vegetatiekaart van de dijken van district 3. Deze lijnenkaart bevat 5 parallelle lijnen (lijnen zijn niet exact gelokaliseerd!), een lijn voor elke dijkzone. Deze lijnen zijn opgedeeld in lijnstukken die telkens bestaan uit een homogene vegetatie-eenheid waaraan een bepaald vegetatietype is gekoppeld. Duiding bij de kolommen in de attributentabel is gegeven in Tabel 13.
- VegetatiekaartDijkenDistrict3_punten.shp: vegetatiekaart van de dijken van district 3. Deze puntenkaart staat voor homogene vegetatie-eenheden die korter zijn dan 10 m waaraan een vegetatietype is gekoppeld. Duiding bij de kolommen in de attributentabel is gegeven in Tabel 14.
- Beheervoorstel_District3.shp: lijnenkaart van district 3 die dezelfde lijnstukken bevat als de vegetatiekaart maar voor elk lijnstuk is een beheervoorstel onder de vorm van een concrete beheermaatregel gegeven. Duiding bij de kolommen in de attributentabel is gegeven Tabel 16.
- Beheervoorstel_District3_punten.shp: puntenkaart van district 3 die dezelfde punten bevat als de vegetatiekaart maar voor elk punt is een beheervoorstel onder de vorm van een concrete beheermaatregel gegeven. Duiding bij de kolommen in de attributentabel is gegeven Tabel 17.



Bijlage 2

Coördinaten (Lambert 72) van de indicatieve punten op de dijkkruin om de effectieve proefvlakken te situeren, af te bakenen en vast te leggen (zie 6.2.2.1.2).

Nr	Rivier	Oever	X_Lam72	Y_Lam72
1	Grote Nete	LO	175581.527	200772.135
2	Grote Nete	LO	174594.247	201513.158
3	Grote Nete	LO	173110.816	201353.849
4	Grote Nete	LO	171901.994	201884.751
5	Grote Nete	LO	170660.777	202752.270
6	Grote Nete	LO	169221.331	201781.579
7	Grote Nete	LO	167831.829	202035.719
8	Grote Nete	LO	166619.183	202926.680
9	Grote Nete	LO	164917.327	202440.306
10	Grote Nete	LO	163164.546	200728.823
11	Grote Nete	LO	161544.870	200163.291
12	Grote Nete	LO	159710.657	198131.619
13	Grote Nete	LO	158315.794	196808.733
14	Grote Nete	LO	156780.780	195855.711
15	Grote Nete	LO	154923.929	196413.301
16	Grote Nete	RO	175771.515	199954.777
17	Grote Nete	RO	175315.754	201042.408
18	Grote Nete	RO	172657.503	201503.335
19	Grote Nete	RO	171583.916	202161.936
20	Grote Nete	RO	170362.958	202484.172
21	Grote Nete	RO	169007.177	201985.845
22	Grote Nete	RO	167535.993	202067.104
23	Grote Nete	RO	166488.417	203223.683
24	Grote Nete	RO	164343.214	201856.046
25	Grote Nete	RO	162814.541	200755.674
26	Grote Nete	RO	161280.813	199975.690
27	Grote Nete	RO	159817.943	198742.058
28	Grote Nete	RO	155523.052	195831.431
29	Grote Nete	RO	153904.332	195987.691
30	Kleine Nete	LO	175334.633	208302.768
31	Kleine Nete	LO	173311.800	207537.321
32	Kleine Nete	LO	171605.053	207424.283
33	Kleine Nete	LO	169895.255	207519.053
34	Kleine Nete	LO	168298.827	206632.815
35	Kleine Nete	LO	167079.768	205503.902
36	Kleine Nete	LO	165528.772	204701.883
37	Kleine Nete	LO	164573.464	203187.403
38	Kleine Nete	RO	175987.622	208738.076
39	Kleine Nete	RO	174419.023	207655.212
40	Kleine Nete	RO	172628.117	207618.406
41	Kleine Nete	RO	170922.215	207617.712
42	Kleine Nete	RO	169209.296	207309.724
43	Kleine Nete	RO	167576.059	206166.415
44	Kleine Nete	RO	166163.164	205032.443
45	Kleine Nete	RO	164655.282	204127.414

////////////////////////////////////

Bijlage 3

Random afstanden (in meter) om, indien nodig, de indicatieve punten op de dijkkrui (Bijlage 2) stroomopwaarts of -afwaarts te verschuiven om de effectieve proefvlakken te situeren, af te bakenen en vast te leggen (zie 6.2.2.1.2).

NrPQ	random1	random2	random3	random4	random5	random6	random7	random8	random9	random10
1	87	43	41	78	26	36	37	93	27	8
2	90	96	86	54	50	24	72	66	47	10
3	75	58	14	36	63	25	71	87	25	3
4	33	16	62	20	28	2	36	76	14	14
5	96	29	91	58	50	36	25	8	98	26
6	61	27	67	34	19	73	61	8	25	9
7	41	19	42	48	65	17	98	56	92	40
8	29	33	6	54	60	32	91	12	95	87
9	49	3	34	12	91	84	59	20	54	76
10	53	25	79	53	5	13	3	91	92	42
11	46	85	21	35	74	81	37	51	90	91
12	7	20	40	51	65	89	25	6	17	87
13	75	73	34	26	19	29	64	45	34	35
14	82	88	99	92	11	94	76	97	54	71
15	44	28	56	76	70	90	90	6	6	60
16	95	56	8	14	43	93	40	82	88	13
17	31	6	78	61	99	78	28	99	13	6
18	69	42	76	3	17	76	14	20	67	25
19	58	27	81	45	9	70	51	47	46	14
20	13	20	67	76	97	29	65	62	93	44
21	24	35	86	53	25	71	94	26	32	32
22	57	71	96	8	76	31	35	33	27	39
23	5	30	84	66	34	88	69	66	38	26
24	91	86	14	96	66	63	84	13	25	57
25	68	98	49	49	3	26	65	40	36	31
26	50	3	91	6	9	40	94	88	90	54
27	10	65	79	83	4	96	77	49	52	42
28	87	53	96	10	83	1	28	24	20	39
29	54	5	49	11	29	36	95	56	70	89
30	57	69	22	13	34	97	10	75	73	16
31	62	54	81	24	92	81	44	77	22	21
32	67	74	15	10	78	66	46	51	91	75
33	83	2	16	94	62	47	46	11	98	77
34	76	14	16	32	77	64	90	12	72	99
35	91	37	11	51	6	99	50	63	71	3
36	22	69	35	17	5	19	84	74	32	69
37	50	23	26	1	28	13	45	37	31	64
38	73	75	6	16	33	91	36	12	21	23
39	45	84	77	89	21	4	59	99	42	71
40	6	48	38	37	49	37	37	25	45	10
41	75	9	4	96	93	51	21	53	2	84
42	25	5	45	87	62	58	69	46	1	49
43	63	2	28	20	47	70	84	43	45	68
44	7	25	28	95	45	10	19	69	51	12
45	92	28	57	95	90	37	49	17	25	38



Bijlage 4

Random afstanden (in meter) om de effectieve proefvlakken uit te zetten. Deze afstand wordt uitgezet ter hoogte van de indicatieve punten (Bijlage 2) en ten opzichte van de rand van de verharde dienstweg tot zolang een proefvlak van 2 x 2 m kan geïnstalleerd worden met een homogene vegetatie. Indien geen verharde dienstweg of jaagpad aanwezig is, wordt het knikpunt van de kruin-landzijde van de dijk als nulpunt genomen (zie 6.2.2.1.2).

NrPQ	random1	random2	random3	random4	random5	random6	random7	random8	random9	random10
1	3.5	0.3	7.3	0.1	4.8	6.2	7.4	9.8	5.1	0.3
2	7.3	2.1	9.6	5.6	3.5	2.9	3.2	5.8	4.3	3.9
3	2.3	2.1	0.4	6.6	9.0	9.6	1.8	5.7	8.6	5.6
4	4.5	4.1	2.5	2.1	1.6	3.0	8.3	1.7	9.4	4.5
5	2.5	6.4	7.3	9.6	5.4	1.5	3.7	9.3	3.2	5.9
6	5.1	7.0	5.4	7.1	1.6	6.1	3.1	1.8	7.4	9.3
7	2.6	2.9	2.3	6.5	2.8	6.2	2.7	4.2	5.8	8.6
8	4.1	3.7	8.1	4.2	0.1	9.2	6.8	2.9	3.2	1.7
9	4.3	1.5	8.9	7.1	3.6	2.0	2.5	9.5	3.6	7.7
10	5.6	3.1	3.7	5.3	3.9	5.3	1.0	4.5	0.4	2.0
11	4.6	8.4	9.7	1.6	6.2	1.0	3.3	6.1	2.6	3.5
12	6.2	7.4	2.8	0.5	2.6	2.5	5.2	0.5	4.2	6.2
13	2.9	0.8	9.7	0.9	5.5	5.2	0.4	6.6	9.3	7.0
14	9.5	9.7	4.6	1.5	5.7	7.7	7.6	7.4	3.3	1.9
15	9.8	2.0	7.2	4.2	2.6	7.1	5.5	7.7	1.6	1.8
16	1.2	7.5	6.3	8.1	7.3	2.8	6.4	5.8	6.6	0.8
17	9.6	2.4	3.3	3.4	3.4	2.5	1.5	0.1	7.1	0.1
18	0.6	4.9	0.9	3.6	9.7	3.7	0.9	7.6	5.9	6.9
19	7.7	0.6	4.0	2.7	3.7	3.3	1.3	5.1	4.4	9.7
20	7.0	9.0	8.2	0.4	6.9	6.8	1.1	9.4	4.3	8.9
21	9.4	7.7	9.5	5.4	1.9	0.7	1.0	5.6	5.5	1.4
22	9.7	5.7	4.2	3.0	3.6	4.7	3.0	3.4	6.5	7.1
23	6.3	4.6	3.8	1.8	1.0	6.9	1.1	6.3	2.7	8.3
24	7.7	9.7	6.5	8.8	9.8	1.7	3.3	2.0	9.1	8.9
25	6.2	8.7	3.3	1.7	5.5	8.4	2.4	9.5	1.9	4.0
26	7.8	5.7	0.3	8.4	2.2	6.2	8.3	9.3	2.4	4.4
27	4.4	7.0	7.3	4.5	5.3	4.0	9.3	6.7	9.9	6.5
28	3.5	5.8	6.7	0.9	5.5	1.2	6.6	7.5	9.6	6.9
29	2.3	9.3	7.9	2.8	6.5	8.2	9.2	9.5	7.0	8.0
30	0.3	1.2	1.6	9.5	4.4	2.0	7.2	9.6	3.8	1.5
31	0.3	4.0	0.6	0.5	1.6	1.9	3.2	3.5	9.4	0.8
32	2.1	7.7	6.4	1.2	8.0	7.2	1.6	8.2	6.2	4.9
33	6.3	8.7	7.0	2.3	5.1	4.0	8.2	3.5	4.1	8.4
34	7.0	0.4	5.4	7.7	2.2	4.9	7.9	2.0	9.7	5.8
35	8.9	2.9	6.1	2.1	9.7	6.5	6.8	0.4	2.4	2.9
36	4.9	9.0	9.8	1.2	8.4	5.0	2.2	5.9	0.8	6.5
37	7.2	2.1	7.6	1.2	7.9	1.7	2.8	9.0	8.0	2.5
38	1.0	5.7	4.1	9.2	1.8	7.7	6.2	2.2	0.3	3.1
39	7.0	8.8	8.0	8.6	4.5	5.2	9.0	2.3	3.7	5.2
40	0.1	6.5	0.1	2.2	7.9	3.9	3.8	1.7	1.8	9.1
41	5.1	8.1	8.0	7.3	8.3	3.7	4.6	0.9	0.7	1.6
42	4.6	7.7	4.3	2.9	0.1	6.6	8.5	4.8	1.1	1.7
43	3.7	0.6	1.2	7.3	1.3	2.9	7.9	8.6	4.5	9.7
44	2.0	8.4	8.0	2.6	1.6	1.1	3.1	6.7	1.6	9.4
45	1.6	1.1	2.1	0.6	3.0	4.6	0.5	0.3	9.6	6.6



Bijlage 5: Alternatieve toetsingsmethode 2.0

Als bijlage bij dit rapport is een excel-bestand AlternatieveToetsingsmethode2.0.xlsx (Microsoft® Excel® versie 2301 (16026.20146)) gegeven met de volgende kolommen:

- LNC/BOB: geeft aan of het een LNC- of BOB-beoordelingscriterium betreft;
- Nr: volgnummer dat overeenkomt met het hoofdstuk (zie 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14 en 9.3.3.2.1.1 tot 9.3.3.2.1.2);
- Criterium: naam van het betreffende beoordelingscriterium;
- Waarde: geeft aan of het een Landschap, Natuur, Cultuur, Beheer, Onderhoud of Beleidscriterium betreft;
- Schaal: schaalniveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: bereik van wegingsfactor die aan het betreffende criterium kan gegeven worden, zie ook kolom Q (Toepassing/Weging);
- Zone: dijkzone waarop het criterium kan toegepast worden (R rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen van de dijk);
- Hoe beoordelen?: korte beschrijving hoe de beoordeling dient te gebeuren, verdere duiding wordt gegeven in hoofdstuk 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14 en in hoofdstuk 9.3.3.2.1.1 tot 9.3.3.2.1.2;
- Score:
 - 1-5: per beoordelingscriterium is voor elke score de grenswaarde gegeven. Deze grenswaarden worden gebruikt om de score te bepalen voor de beoordeelde boom/struik;
- Opmerking: aanvullende duiding of referenties;
- Toepassing:
 - Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die de beheerder toekent aan het beoordelingscriterium in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht (in te vullen);
 - Score: resultaat van de beoordeling voor het betreffende criterium. Waarde van 1 tot 5, bepaalt op basis van de beoordeling en de grenswaarden (zie Score 1-5) (in te vullen);
 - Subtotaal: subtotaal die voor elk criterium automatisch wordt berekend op basis van de wegingsfactor en toegekende score.

In cel Q22 wordt automatisch de LNC-score berekend, in cel Q23 de BOB-score. De eindscore (cel Q28) wordt eveneens automatisch berekend, al dient eerst een wegingsfactor van 1 tot 5 te worden ingevuld voor LNC (cel P25) en BOB (cel P26).

In het werkblad dienen enkel de geel en lichtgroen gekleurde cellen te worden ingevuld. De donkergroen gekleurde cellen worden automatisch berekend.

