Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge

Resultaten vegetatieopnames 4^{de} ronde en voorstel
van beheermaatregelen

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:

Marijke Thoonen (volledig rapport), Pieter Verschelde (tekstdeel statistische verwerking)

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

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

andy.vankerckvoorde@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2018). Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge. Resultaten vegetatieopnames 4de ronde en voorstel van beheermaatregelen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (89). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.15674045

D/2018/3241/332

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (89)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Natuurvriendelijke oever te Beernem

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv

Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge

Resultaten vegetatieopnames 4^{de} ronde en voorstel van beheermaatregelen

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest

doi.org/10.21436/inbor.15674045
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (89)

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de resultaten van de ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers (plasbermen) langs het Kanaal Gent-Brugge en reikt beheermaatregelen aan.

De ecologische opvolging gebeurt aan de hand van vegetatieopnames in vaste proefvlakken uitgevoerd tijdens verschillende jaren (2005/2006, 2009, 2013 en 2017). In functie van de ecologische opvolging van de natuurvriendelijke oevers zijn de watervariabelen: temperatuur, pH, geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging gemeten.

Doelvegetaties voor de bermen vormen vooral een gras-kruidenmix of bloemrijk grasland (glanshavergrasland). In de natuurvriendelijke oevers zijn vooral watervegetaties, soortenrijke natte ruigtes en riet doelvegetaties.

Zo'n 70% van de bermvegetatieopnames in proefvlakken met maaibeheer of graasbeheer via 'toepassingen precair gebruik' bereikt de richtwaarden van doelvegetaties voor de meeste vegetatievariabelen. Echter, het soortenaantal en de diversiteit liggen bij de helft van de proefvlakken lager dan de richtwaarden van doelvegetaties. Ook is het soortenaantal en de diversiteit bij de data van 2017 significant lager dan 2005. De reden hiervoor is niet direct duidelijk.

Bij proefvlakken in bermtrajecten met graasbeheer via Natuurpunt voldoet de helft van de opnames aan de richtwaarde van doelvegetaties gebaseerd op de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland. Voor het soortenaantal en de diversiteit voldoen zo'n derde van de proefvlakken aan de richtwaarden. Er is een ecologisch minder gunstige evolutie voor een aantal vegetatievariabelen wanneer de data van 2005 wordt vergeleken met de data van 2017. Als redenen kan graasgedrag en een verschuiving van de floristisch meest waardevolle zones worden aangehaald.

Proefvlakken met nietsdoenbeheer zijn tussen 2005 en 2017 sterkt verbost. Anno 2017 is er quasi overal geen sprake meer van een graslandvegetatie in deze proefvlakken.

De natuurvriendelijke oevers (plasbermen) te Beernem bieden mogelijkheden voor de vestiging en ontwikkeling van riet en soortenrijke natte ruigtes. Riet is de belangrijkste soort en breidt zich gestaag uit. Plaatselijk heeft riet de volledige breedte van de plasberm ingenomen. Het vestigen en ontwikkelen van (wortelende) watervegetatie in de plasbermen zijn niet evident: enkel sterrenkroos groeit lokaal in de plasbermen. Het water in de plasberm kent significant lagere zuurstofwaarden in de zomer en in de herfst in vergelijking met het water in het kanaal. Oorzaak is wellicht de sedimentatie van met organisch materiaal belast slib, de afbraak van dit slib en de oevervegetatie die de wateruitwisseling tussen kanaal en plasberm hindert.

Langs het Kanaal Gent-Brugge groeien zeven zeer invasieve exoten. Vooral Japanse duizendknoop, rimpelroos en late guldenroede komen lokaal voor in omvangrijke populaties.

Dit rapport formuleert beheervoorstellen voor de bermen en de plasberm langs het Kanaal Gent-Brugge. De afweging van beheermaatregelen gebeurde rekening houdend met praktische randvoorwaarden. Voorstellen van maa- of graasbeheer worden uitgewerkt per bermtraject. Tot slot wordt ingegaan op het beheer van riet, houtige vegetatie en de aangetroffen zeer invasieve exoten.

Dankwoord

Deze opdracht is uitgevoerd binnen het kader van de raamovereenkomst tussen De Vlaamse Waterweg nv en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek als onderdeel van de onderzoeksprojecten 'bermbeheer' en 'oeverinrichtingen en NTMB'.

Verschiedende INBO-collega's hebben meegewerkt aan dit rapport. Marijke Thoonen reviewde het rapport en leverde belangrijke input over de bestrijding van invasieve duizendknopen. Pieter Verschelde bezorgde advies over de te gebruiken statistische tests en gaf aanvulling bij de tekst rond statistische verwerking. Met Bart Vandevoorde zijn de beheervoorstellen bediscussieerd.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Aanbevelingen voor grazige bermvegetaties

Ecologisch waardevol grasland is in Vlaanderen een zeldzaam biotoop. Natuurvriendelijk beheerde bermen kunnen een aanvullend en alternatief biotoop vormen voor verschillende typische graslandsoorten. De potenties voor ecologisch waardevolle graslandvegetaties zijn in de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge over het algemeen hoog. Dit omwille van het voorkomen van brede bermen en taluds, de variatie in bodemtypes en het veelal ontbreken van laanaanplantingen. Het beheer van de bermen van het Kanaal Gent-Brugge richt zich best vooral op de uitvoering van een ecologisch maaibeheer. Cruciaal bij ecologisch maaibeheer is dat het maaisel zorgvuldig en tijdig wordt weggehaald. Een gerichte controle hierop is nodig om ecologisch waardevolle graslandvegetaties te behouden of te ontwikkelen, waarbij maatregelen worden genomen wanneer aannemers in gebreke blijven. Voor bermtrajecten met brede taluds kan graasbeheer wenselijk zijn. Lokaal is een omvorming van verboste taluds naar graslandvegetatie of naar een mozaïek van kruid- en struikvegetaties aan te bevelen.

Aanbevelingen voor plasbermen

Door de aanleg van een vooroever worden golven en stromingen van voorbijvarende schepen opgevangen. Als gevolg wordt er een luwe zone gecreëerd in de plasberm, de ruimte tussen de vooroever en de eigenlijke kanaaloever, waardoor er mogelijkheden zijn voor de vestiging en ontwikkeling van oever- en watervegetatie en er een geschikt schuil-, voedsel-, groei- of voortplantingsgebied kan ontstaan voor fauna. Bij voorkeur bestaat de vooroever uit stortstenen in plaats van uit verticale damwanden. De aanwezigheid van interstitiële ruimte tussen de stenen zorgt immers voor een belangrijke habitat heterogeniteit waardoor hoge ecologische potenties ontstaan. Het beheer van de plasberm te Beernem richt zich best op een gefaseerd maaibeheer voor kruidige vegetaties, een gefaseerd kapbeheer voor de wilgenopslag en gefaseerd baggeren zodat de natuurlijke verlanding wordt teruggedrongen en wateruitwisseling tussen de plasberm en de eigenlijke waterweg wordt bevorderd.

Graag verwijzen we naar het hoofdstuk 5 voor de specifieke voorgestelde beheermaatregelen.

English abstract

This study deals with the monitoring of embankments and ecologically friendly bank stabilizations (shallow water zones) along the canal Ghent-Bruges and proposes management measures.

The monitoring is performed by means of vegetation relevés in permanent quadrats during different years (2005/2006, 2009, 2013 en 2017). Within the scope of the monitoring of ecologically friendly bank stabilizations, the water variables: temperature, pH, conductivity, oxygen concentration and oxygen saturation are measured simultaneously.

Target vegetations for the embankments are grass-herbs mixture or flowerrich grassland (*Arrhenatherum* grasslands). Target for ecologically friendly bank stabilizations are water vegetation, species rich hydrophilous tall herb vegetation and reed vegetation.

About 70% of the vegetation relevés in permanent quadrats with mowing management or grazing management meets guide values of target vegetations for most vegetation variables. However, number of species and diversity are less than guide values of target vegetations for half of the vegetation relevés. Further, the number of species and diversity of the data from 2017 are significant lower compared with those from the data of 2005. Reasons for this are unknown.

In permanent quadrats from verge sections with grazing management by 'Natuurpunt', about half of the vegetation relevés meets guide values of target vegetations, based on the cover of core species of *Arrhenatherum* grasslands and non-grass species of rather species rich mesotrophic grasslands. Concerning number of species and diversity, about one third of the vegetation relevés meets guide values. A less favourable evolution of different vegetation variables is observed when data of 2005 are compared with data of 2017. Possible reasons are grazing behavior and a shift of the floristic most valuable zone.

In vegetation relevés without management an increase in ligneous vegetation is observed between 2005 and 2017. In 2017, no grassland vegetation is observed in these locations.

In the ecologically friendly bank stabilizations (shallow water zones) at Beernem, riparian vegetation can establish and develop. Reed is the major species and expands steadily. Local, reed covers right across the width of the shallow water zone. The establishment and development of (rooted) aquatic vegetation are not evident: only water-starwort grows in the shallow water zone. The water of the shallow zone has lower oxygen values in summer and autumn compared with the water of the canal. Reasons for this can be an organic matrich sediment layer, decomposition of the sediments and riparian vegetation hindering the water exchange between shallow water zone and the canal.

Seven highly invasive exotic species grow along the canal Ghent-Bruges. Especially, Japanese knotweed, Japanese Rose and Early Goldenrod form local large population.

This study proposes management measures for the embankment vegetation along the canal Ghent-Bruges. Practical preconditions are taken into account when considering management measures. Proposals for mowing or grazing management are mostly elaborated from bridge to bridge. Finally, management measures for reed, woody vegetation and for the encountered highly invasive exotic species are discussed.

Inhoudstafel

Samenvatting	4
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	5
English abstract.....	6
Lijst van figuren	9
Lijst van foto's	10
Lijst van tabellen.....	11
2.1.2 Natuurvriendelijke oevers.....	13
2.1.3 Digitalisatie.....	14
2.1.4.7 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water	17
2.2 Ecologische inventarisatie zeer invasieve exoten	18
3 Resultaten.....	19
3.1 Bermvegetatie.....	19
3.1.1 Vegetatievariabelen	19
3.1.2 Richtwaarden voor doelvegetaties	24
3.1.3 Zeer invasieve exoten	25
3.2 Plasberm	26
3.2.1 Soortensamenstelling.....	26
3.2.2 Bedekking van riet.....	28
3.2.3 Kruidbedekking	29
3.2.4 Struikbedekking.....	30
3.2.5 Soortenaantal.....	30
3.2.6 Shannon-Wiener diversiteitindex.....	30
3.2.8 Bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 of meer	31
3.2.9 CSR	31
3.2.10 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water	35
3.2.11 Waterkwaliteit	35
4 Discussie	38
4.1 Bermen.....	38
4.2 Plasberm	40
5 Beheervoorstellen.....	42
5.1 Bermen.....	42
5.1.1 Beheer van kruidige vegetatie	42
5.1.1.1 Maaibeheer.....	42
5.1.1.1.1 Voorstel van maairegime en -periode.....	43
5.1.1.1.2 Aandachtspunten bij uitvoeren van het maaibeheer.....	51
5.1.1.3 Graasbeheer.....	54
5.1.1.3.1 Voorstel van grasbeheer	54
5.1.1.3.2 Voedselvoorkeur en graasgedrag.....	55
5.1.2 Beheer van houtige vegetatie	56
5.1.2.1 Oeverstruwelen.....	56
5.1.2.2 Omvormingsbeheer bij verboste trajecten	60
5.1.2.3 Overige struwelen	60
5.2 Plasberm	60
5.2.1 Beheer van rietvegetatie	60
5.2.3 Beheer van soortenrijke natte ruigtes	61
5.2.4 Beheer van de wilgenvegetatie	61
5.2.5 Baggeren	61

5.4	Beheer van zeer invasieve exoten.....	62
5.4.1	Japanse en Boheemse duizendknoop	63
5.4.1.1	Beheermaatregelen gericht op voorkomen van uitbreiding en verspreiding	63
5.4.1.2	Omvormingsbeheer	64
5.4.3	Grote waternavel	65
5.4.4	Reuzenbalsemien	65
5.4.5	Rimpelroos	65
5.4.7	Late en Canadese guldenroede	66
Referenties		67
Bijlage 1. Kaartbijlage		72
Kaart 1. Situering van de bruggen en de keersluis langs het Kanaal Gent-Brugge		73
Kaart 2. Groeiplaatsen van zeer invasieve exoten langs het Kanaal Gent-Brugge		75
Kaart 3. Voorstel van maaibeheer langs het Kanaal Gent-Brugge		78
Bijlage 2. Klassen voor inschatting van bedekkingen bij vegetatieopnames volgens de decimale schaal van Londo en de beheermonitoringsschaal en de waarden aangewend bij verwerking.....		81
Bijlage 3. Boxplots van de temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging in de plasberm en in het kanaal op de 9 staalnamedata		82
Bijlage 4. Digitale GIS-bestanden		84

Lijst van figuren

Figuur 1.	De ecologische opvolging van de natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge te Beernem gebeurt op 4 locaties. Per locatie worden 3 trajecten (de kanaaloever, vooroever en het midden van de natuurvriendelijke oever) van telkens 50m opgevolgd.	13
Figuur 2.	Watervariabelen worden bepaald in de plasberm en de hoofdwaterweg op 10 locaties (6 locaties op de rechteroever en 4 locaties op de linkeroever).	14
Figuur 3.	Het soortenaantal per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	19
Figuur 4.	De Shannon-Wiener diversiteitsindex per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	20
Figuur 5.	De bedekking van stikstofmijdende soorten per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	20
Figuur 6.	Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	21
Figuur 7.	De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	21
Figuur 8.	De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	22
Figuur 9.	Het stress-tolerant aandeel per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	22
Figuur 10.	De bedekking van Rode-Lijst soorten per beheervorm bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	23
Figuur 11.	De bedekking per Rode Lijst soort in de verschillende opvolgingsrondes. Ieder punt duidt op een bedekking in een proefvlak.	23
Figuur 12.	De struikbedekking per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.	24
Figuur 13.	Percentage van de proefvlakken die voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties per beheervorm, op basis van de vegetatiedata van 2017. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor referentievegetaties, ref 1 is soortenrijk matig voedselrijk grasland en ref2 is glanshavergrasland. De vegetatievariabelen zijn soortenaantal (spp), Shannon-Wiener diversiteitsindex (div), Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten (EIN), bedekking van stikstofmijdende soorten (EIN3), stresstolerant aandeel (S), bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland (hu).	25
Figuur 14.	Boxplots van de rietbedekking in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal-, vooroever of midden plasberm en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.	29
Figuur 15.	Boxplots van de kruid- en struikbedekking in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal-, vooroever of midden plasberm en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.	32

Figuur 16.	Boxplots van het aantal soorten en de Shannon-Wiener diversiteitindex in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal- of vooroever en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.....	33
Figuur 17.	Boxplots van de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 en de aandelen voor de C-, S- en R-overlevingsstrategie in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal- of vooroever en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil voor C- en R-strategie aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.....	34
Figuur 18.	Boxplots van de pH, temperatuur en de elektrische geleidbaarheid in de plasberm en het kanaal (per seizoen). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,01$) verschil aan tussen rondes op basis van een gepaarde t-test'.....	36
Figuur 19.	Boxplots van de zuurstofconcentratie en -verzadiging in de plasberm en het kanaal (per seizoen). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een gepaarde t-test'.....	37
Figuur 20.	De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland in proefvlakken met een graasbeheer door Natuurpunt opgesplitst per beheerblok: rechteroever Bellem ($n=5$), rechteroever te Knesselare ($n=5$), Miseriebocht ($n=5$), RO Beernem ($n=2$) en LO Patersveld ($n=2$).	39
Figuur 21.	Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor de struiken van de plasberm te Beernem.	61

Lijst van foto's

Foto 1.	Groeiplaats van Japanse duizendkoop op de rechteroever tussen Bierstal- en Lobrug.....	25
Foto 2.	Een grote populatie rimpelroos komt voor op de linkeroever net stroomafwaarts Sint-Jorisbrug (linkse foto) en op de kop van de Miseriebocht (rechtse foto).	26
Foto 3.	Groeiplek van late guldenroede op de linkeroever net stroomopwaarts Aalterbrug.	26
Foto 4.	Verschillende vegetaties in de plasberm te Beernem: riet, koninginnenkruid en moerasspirea op de bovenste foto's, harig wilgenroosje en koninginnenkruid op de foto linksonder en zwanenbloem en valeriaan op de foto rechtsonder.	27
Foto 5.	Een kleine populatie van de zeer invasieve exoot grote waternavel werd in 2017 waargenomen in de plasberm te Beernem (linkeroever).	28
Foto 6.	Bloemrijke bermvegetatie met gewone rolklaver, knooppkruid en smalle weegbree op de rechteroever stroomopwaarts Aalterbrug.	43
Foto 7.	Gemaaide bermtrajecten op de rechteroever tegenover de Durmenlaan in Aalter (foto linksboven), op de linkeroever net stroomopwaarts Knesselarebrug (foto rechtsboven), op de rechteroever te Gevaerts-Noord (foto linksonder) en op de linkeroever nabij Moerbruggebrug (foto rechtsonder). Te Aalter en Knesselare werd het maaisel aanliggend aan het jaagpad weggehaald terwijl verder van het jaagpad dit niet gebeurde.	52
Foto 8.	Een mozaïek van grazige vegetatie en struweel (gaspeldoorn) op de taluds van de rechteroever net stroomopwaarts Knesselarebrug.	55

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en vocht (Ellenberg et al., 1992).	15
Tabel 2.	Soorten kenmerkend voor glanshavergrasland en matig voedselrijk grasland. Bron: De Saeger & Wouters, 2018).	16
Tabel 3.	Oplijsting van de soorten met de hoogste gemiddelde bedekkingen in opnames van 2017.	27
Tabel 4.	De indices voor de beoordeling van macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënt op 4 locaties in de natuurvriendelijke oever. De kleurcode duidt op de beoordeling: blauw = zeer goed, geel = matig en oranje = ontoereikend.	35
Tabel 5.	Voorstel van maaibeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.	45
Tabel 6.	Voorstel van graasbeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.	57
Tabel 7.	Zeer invasieve plantensoorten van terrestrische en zoetwater biotopen in België op basis van het ISEIA-protocol (Branquart, 2018). Soorten aangetroffen langs het Kanaal Gent-Brugge zijn grijs-gearceerd.	62

1 Inleiding

De Vlaamse Waterweg nv (DVW) zet volop in op de multifunctionaliteit van de waterwegen. Er is dan ook aandacht voor ecologie en landschappelijke impact langs hun waterwegen (www.vlaamsewaterweg.be/missie-en-visie). Binnen dit kader streeft DVW naar een ecologisch beheer van de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge (situering zie kaart 1).

Bij de opmaak van de ecologische gebiedsvisie voor het Kanaal Gent-Brugge en omgeving is de bermvegetatie in kaart gebracht. Een maai- en graasbeheer voor de bermen is er uitgewerkt, rekening houdend met praktische randvoorwaarden, de ecologische waarden en de ecologische potenties (Van Kerckvoorde et al., 2005). Recente aanpassingen en aanvullingen op het bermbeheerplan zijn uitgewerkt in Van Kerckvoorde & De Geest (2015).

DVW heeft het INBO gevraagd om de vegetatie van de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge en de plasberm te Beernem op te volgen. De doelstelling is om na te gaan indien doelvegetaties ontwikkelen of standhouden.

Concrete vragen omvatten:

- Hoe evolueert het aandeel van de doelvegetaties?
- Worden de richtwaarden van doelvegetaties bereikt?
- Welke beheermaatregelen zorgen voor een hogere floristische en faunistische waarde?
- Welke beheermaatregelen zijn gewenst om het huidig beheer te optimaliseren of bij te sturen?

De methodologie voor ecologische opvolging van de bermvegetatie is beschreven in Van Kerckvoorde & Decler (2006b). Dit rapport beschrijft de resultaten van ecologische opvolging tijdens de 4^{de} ronde (veldwerk 2017) voor de vegetatie van de bermen en plasbermen en de veranderingen ten opzichte van vorige rondes. De resultaten van vorige rondes ecologische opvolging zijn beschreven in (Van Kerckvoorde & Decler, 2006a; Van Kerckvoorde, 2010 en Van Kerckvoorde & De Geest, 2015). Tevens worden in dit rapport beheervoorstellen geformuleerd voor de bermvegetatie en voor de aangetroffen invasieve exoten.

2 Materiaal en methoden

2.1 Ecologische opvolging

2.1.1 Bermvegetatie

De bermvegetatie langs het Kanaal Gent-Brugge wordt opgevolgd via vaste proefvlakken (permanente kwadraten of PQ's) van 2x2 m. De steekproef voor de ligging van de PQ's gebeurde via een systematisch aselechte steekproef, om de km. Enkele bijkomende proefvlakken werden afgebakend bij ecologisch waardevolle vegetaties (Van Kerckvoorde & Decler, 2006b). In een proefvlak wordt een vegetatieopname verricht via de decimale schaal van Londo (bijlage 2; Londo, 1975). In 2017 werden voor de 4^{de} maal vegetatieopnames verricht in de PQ's (vorige keren waren in 2005, 2009 en 2013). Tussen begin juni en eind juli werden in totaal 125 vegetatieopnames verricht.

2.1.2 Natuurvriendelijke oevers

De vegetaties van de natuurvriendelijke oevers (plasbermen) te Beernem worden opgevolgd in de tijd op 4 locaties. Per locatie wordt de vegetatie beschreven aan de randen van de natuurvriendelijke oever (kanaal- of vooroever) en in het midden van de natuurvriendelijke oever (Figuur 1). Er worden vegetatie-opnames verricht in 5 aanliggende PQ's (grootte van 10x1 m) via de beheermonitoringsschaal (bijlage 2; Demeulenaere et al., 2002). De methodologie voor de ecologische opvolging van de plasbermen is beschreven in Van Kerckvoorde & Decler (2006b). In 2017 werden voor de 4^{de} maal vegetatieopnames verricht in de PQ's (vorige keren waren in 2006, 2009 en 2013). Tijdens de 2^{de} helft van augustus 2017 werden in totaal 60 vegetatieopnames verricht.

Figuur 1. De ecologische opvolging van de natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge te Beernem gebeurt op 4 locaties. Per locatie worden 3 trajecten (de kanaaloevers, vooroevers en het midden van de natuurvriendelijke oever) van telkens 50m opgevolgd.

In 2013, 2014 en 2016 werden enkele watervariabelen op hetzelfde moment bepaald in de plasbermen en de hoofdwaterweg (kanaal, Figuur 2), op 10 locaties (6 locaties op de rechteroever en 4 locaties in de linkeroever). De watervariabelen die werden gemeten zijn temperatuur, pH, geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging.

Figuur 2. Watervariabelen worden bepaald in de plasberm en de hoofdwaterweg op 10 locaties (6 locaties op de rechteroever en 4 locaties op de linkeroever).

2.1.3 Digitalisatie

De vegetatieopnames van bermen en plasbermen langs het Kanaal Gent-Brugge werden ingevoerd in INBOVEG. INBOVEG is ontwikkeld voor het opslaan van vegetatieopnames waarbij de betrouwbaarheid van de gegevens wordt gegarandeerd. Ook referenties aangaande bronnen, doel en kwaliteit van de gegevens worden opgeslagen. Invoer en exporteren van de gegevens zijn via een webapplicatie mogelijk (De Bie & Paelinckx, 2013).

2.1.4 Verwerking

Voor verdere verwerking van de gegevens werden de klassen van de decimale schaal van Londo of van de beheermonitoringsschaal omgezet naar de waarden opgelijst in bijlage 2.

2.1.4.1 Biodiversiteit

Als maat voor de biodiversiteit van de vegetatieopnames worden het aantal soorten en de Shannon-Wiener diversiteitsindex bepaald.

Een diversiteitsindex geeft bijkomende informatie in vergelijking met het aantal soorten vermits in de berekening ook rekening wordt gehouden met de relatieve abundantie van de soorten in een vegetatieopname. Als diversiteitsindex wordt de Shannon-Wiener index aangewend (Shannon, 1948):

$$\text{Shannon-Wiener index} = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

waarbij:

p_i = relatieve abundantie van de i^{de} soort

$\ln$ = natuurlijke logaritme

s = aantal soorten

2.1.4.2 Ellenberg-indicatorgetallen

Ellenberg-indicatorgetallen geven voor een groot aantal plantensoorten een indicatiewaarde voor enkele standplaatsfactoren. Een dergelijke indicatiewaarde is een getal, doorgaans op een ordinale schaal van 1 tot 9, dat de milieuomstandigheden aangeeft waarbij een plant optimaal voorkomt. Er zijn indicatorgetallen voor licht, temperatuur, continentaliteit, vocht, zuurgraad, nutriënten, zout, zware metalen en maaigevoeligheid (Ellenberg et al., 1992). Het gebruik van Ellenberg-indicatorwaarden blijkt in veel gevallen een adequaat hulpmiddel te zijn om o.a. inzicht te verwerven in de mogelijke onderliggende oorzaken van variatie in de vegetatie of om vegetatiewijzigingen te relateren met veranderende milieucondities (zie o.a. Diekmann, 2003; Schaffers & Sýkora, 2000; Hill & Carey, 1997).

De Ellenberggetallen voor de verschillende taxa zijn overgenomen uit Ellenberg et al. (1992; <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte>). Rood zwenkgras en onderaardse klaver zijn er echter niet in opgenomen. Voor deze soorten is het Ellenberggetal gehaald uit Hill et al. (1999).

In dit rapport worden de Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en vocht aangewend (Tabel 1). Met de data van de vegetatieopname worden gewogen gemiddelden berekend van de Ellenberg-indicatorgetal. Dit betekent dat rekening is gehouden met de bedekkingen van de verschillende soorten in de vegetatieopname.

Tabel 1. Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en vocht (Ellenberg et al., 1992).

Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten		Ellenberg-indicatorgetal voor vocht	
waarde	betekenis	waarde	betekenis
1	zeer stikstofarme bodems	1	extreme droogte-indicator
2	zeer stikstofarme bodems /	2	extreme droogte-indicator / droogte-ind.
3	stikstofarme bodems	3	droogte-indicator
4	stikstofarme bodems / matig	4	droogte-indicator / droogte /vocht-ind.
5	matig stikstofrijke bodems	5	droogte / vocht-indicator
6	matig stikstofrijke bodems /	6	droogte/vocht-indicator / vocht-ind.
7	stikstofrijke bodems	7	vocht-indicator
8	uitgesproken stikstofrijke bodems	8	vocht-indicator / nat-indicator
9	zeer uitgesproken stikstofrijke	9	nat-indicator
X	indifferent	10	waterplant, kenm. voor tijdel. droogvallen
?	onbekend volgens Ellenberg	11	waterplant, bladeren in contact met de lucht
		12	onderwaterplant
		X	indifferent
		*	indicator voor wisselende grondwaterstand
		=	inundatie indicator
		?	onbekend volgens Ellenberg

Op basis van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten wordt in dit rapport een onderscheid gemaakt tussen stikstofmijdende en stikstofminnende soorten:

- stikstofmijdende soorten hebben een Ellenbergwaarde voor nutriënten van 3 of lager,
- stikstofminnende soorten een waarde van 7 of hoger.

2.1.4.3 CSR-overlevingsstrategieën

Grime (2001) ontwikkelde een classificatie van plantensoorten volgens de overlevingsstrategie: de CSR-classificatie.

De CSR-classificatie vertrekt van het idee dat twee groepen van externe factoren de hoeveelheid dood en levend plantmateriaal in welk habitat ook bepalen: stress en verstoring. Stress zijn invloeden die de fotosynthese beperken zoals het gebrek aan licht, water, nutriënten of suboptimale temperaturen. Verstoring duidt op het geheel of gedeeltelijk vernietigen van plantbiomassa door bv. herbivoren, windschade, vorstschade, ziekteverwekkers, vertrapping of erosie (Grime, 2001).

Door de mate van stress en verstoring kunnen verschillende overlevingsstrategieën worden bepaald. De competitieve strategie (C) treedt op de voorgrond bij lage stress en lage intensiteit van verstoringen, de stresstolerante strategie (S) bij hoge stress en gering aantal verstoringen, de ruderaal strategie (R) onder lage stress en een hoge intensiteit van verstoringen.

De CSR-classificatie van de verschillende plantensoorten werd overgenomen uit Hodgson et al. (1995). Voor enkele soorten (Amerikaanse vogelkers, bezemkruid, dubbelkelk, gevlekte rupsklaver, glad vingergras, graslathyrus, grote ratelaar, grote tijm, rapunzelklokje, schermhavikskruid) is de CSR-classificatie overgenomen uit de database bioflor (Klotz et al., 2002; <http://www2.ufz.de/bioflor>). Het C-, S- en R-aandeel van een vegetatieopname werd berekend volgens de methode beschreven door Hunt et al. (2004). Deze methode maakt gebruik van gewogen gemiddelden door de bedekkingen van de verschillende soorten in de berekening te betrekken.

2.1.4.4 Kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland

Met behulp van de soorten opgelijst in de graslandsleutel (De Saeger & Wouters, 2018) is voor de verschillende vegetatieopnames de bedekking van soorten van glanshavergrasland ('Hu-kerngroep') en matig voedselrijk grasland ('Hu-groep') bepaald (Tabel 2).

Tabel 2. Soorten kenmerkend voor glanshavergrasland en matig voedselrijk grasland. Bron: De Saeger & Wouters, 2018).

soorten kenmerkend voor glanshavergrasland		soorten kenmerkend voor matig voedselrijk grasland	
aardaker	kleine bevernel	beemdlangbloem	peen
beemdkroon	kleine ratelaar	duizendblad	rietzwenkgras
beemdooievaarsbek	knolboterbloem	fluitenkruid	rode klaver
bevertjes	knolsteenbreek	gewone berenklaauw	rood zwenkgras
gele morgenster	knoopkruid	gewoon reukgras	scherpe boterbloem
gewone agrimonie	kraailook	glanshaver	Sint-Janskruid
gewone rolklaver	margriet	grasmuur	smalle weegbree
gewone vogelmelk	muskuskaasjeskruid	grote vossenstaart	gewoon timoteegras
glad walstro	naakte lathyrus	hopklaver	veldbeemdgras
goudhaver	rapunzelklokje	kleine klaver	veldzuring
graslathyrus	ruige leeuwentand	pastinaak	
groot streepzaad	veldlathyrus		
grote bevernel	veldsalie		
grote pimpernel	vijfdelig kaasjeskruid		
gulden sleutelbloem	zachte haver		
klavervreter			

2.1.4.5 Rode-Lijst soorten

Rode-Lijsten geven een waardering vanuit natuurbehoudoogpunt vermits ze aangeven welke soorten het meest bedreigd zijn en waarvoor prioritaire beschermingsmaatregelen noodzakelijk zijn. De criteria die hiervoor worden gebruikt zijn inheemse oorsprong, zeldzaamheid en trend. De Rode-Lijst voor plantensoorten in Vlaanderen is uitgewerkt in Van Landuyt et al. (2006).

In deze studie worden soorten met Rode-Lijst categorie achteruitgaand, zeldzaam, kwetsbaar, bedreigd of met verdwijning bedreigd Rode-Lijst soorten genoemd.

2.1.4.6 Richtwaarden voor doelvegetaties

Bij jaarlijks gemaaide of begraasde bermtrajecten is glanshavergrasland of vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland veelal een doel. Deze graslandtypes werden afgebakend en getypeerd op basis van een dataset met een groot aantal bermvegetatieopnames langs waterwegen (Van Kerckvoorde, 2016). Richtwaarden van enkele variabelen voor deze graslandtypes zijn:

- aantal soorten > 15;
- Shannon-Wiener diversiteitindex > 1,8;
- Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten < 6,4;
- bedekking van stikstofmijdende soorten > 1%;
- bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland > 4%;
- stresstolerant aandeel > 16,0.

Specifiek voor glanshavergrasland als doel is een bedekking van kernsoorten van glanshavergrasland hoger dan 4% een richtcijfer.

2.1.4.7 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water

De Europese kaderrichtlijn water (afkorting KRW, richtlijn 2000/60/EG) is opgesteld om de Europese landoppervlaktewateren, overgangswateren, kustwateren en het grondwater duurzaam te beschermen. De KRW werd in Vlaanderen geïmplementeerd via het decreet integraal waterbeleid van 18 juli 2003 (B.S. 14 november 2003).

De kaderrichtlijn water legt vast om tegen eind 2015 een 'goede' oppervlaktewatertoestand en een 'goede' grondwatertoestand te bereiken in alle Europese wateren. Voor oppervlaktewateren wordt de doelstelling meer specifiek beschreven als het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand van het natuurlijk oppervlaktewater en een goed ecologisch potentieel en een goede chemische toestand van de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen. Een goede ecologische toestand (GET) houdt in dat de waarden van de biologische kwaliteitselementen hoogstens een geringe mate van verstoring vertonen ten gevolge van menselijke activiteiten en er slechts een lichte afwijking is van wat normaal is voor het type oppervlaktewater in onverstoorde staat. Een goed ecologisch potentieel (GEP) wordt bereikt wanneer er slechts lichte veranderingen zijn in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van wat normaal is voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewater.

Het waterlichaam 'Kanaal Gent-Oostende III' (vanaf Afleidingskanaal van de Leie tot Oostende) wordt beschouwd als een kunstmatig waterlichaam waaraan als natuurlijke type 'grote rivier' is toegekend. Macrofyten vormen één van de te beoordelen kwaliteitselementen die de kaderrichtlijn water voorschrijft. De indices voor macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënten werden bepaald voor de natuurvriendelijke oever te Beernem (op de 4 locaties met vaste proefvlakken) volgens Leyssen et al. (2005). Deze beoordelingsmethode bestaat uit 3 deelindices:

- de typespecifieke soortensamenstelling geeft de overeenkomst weer tussen de soortensamenstelling van de waargenomen vegetatie en deze die voor het watertype verwacht mag worden;
- verstoring indicators geven de mate aan verstoring van de milieukwaliteit weer;
- de diversiteit aan groeivormen geeft weer of alle verwachte groei- en levensvormen van macrofyten ook effectief aanwezig zijn.

De eindscore (ecologische kwaliteitscoëfficiënt) wordt bepaald door de slechtste score van de verschillende indices te weerhouden.

2.1.4.9 Statistische verwerking

Voor iedere beheervorm apart worden significante verschillen ($p < 0,05$) tussen vegetatievariabelen uit de verschillende rondes nagegaan door middel van 'linear mixed-effect models'. Aangezien dezelfde proefvlakken in de verschillende rondes werden opgemeten, zijn de observaties binnen hetzelfde proefvlak over de jaren heen niet onafhankelijk van elkaar, en moet hiermee rekening gehouden worden. 'Mixed models' kunnen met dergelijke herhaalde metingen omgaan (Pinheiro & Bates, 2000). Responsvariabelen voor het model zijn de verschillende vegetatievariabelen, de 'random factor' zijn de proefvlakken en de 'fixed factor' is het jaar van vegetatieopname. Aangezien er nog maar 4 rondes geweest zijn (2005, 2009, 2013 en 2017) wordt gekozen om jaar als een categorische variabele te gebruiken (in plaats van een continue trendvariabele). Een 'linear mixed-effect models' is aangewend bij variabelen met een normale verdeling. Sommige variabelen (bedekking Rode-Lijst soorten, bedekking kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland, bedekking stikstofmijdende soorten, bedekking struiken) kennen een hoge aanwezigheid van nulmetingen. Hiervoor is gebruik gemaakt van een 'generalized linear mixed model (GLMM)' met een negatief binomiale responsverdeling. De 'linear mixed-effect models' werden verricht met het pakket lme4 (Bates et al., 2015) via de functies 'lmer' en 'glmer.nb'. Om de paarsgewijze verschillen tussen de 4 jaren te vergelijken is gebruik gemaakt van de functie 'glht' (generalized linear hypothesis test) uit het pakket 'multcomp' (Hothorn et al., 2008) met een Tukey correctie.

Voor de laatste ronde, het jaar 2017, worden de verschillende beheersvormen met elkaar vergeleken. Doordat hier de observaties wel onafhankelijk van elkaar zijn volstaat een anova, of een negatief binomiale anova (een gegeneraliseerde variant voor niet-normale distributies; Venables & Ripley, 2002). Ook hier werden de verschillende beheersvormen paarsgewijs met elkaar vergeleken via de functie 'glht' uit het pakket 'multcomp'.

De statistische analyse is verricht via R (R Core Team, 2018).

2.1.4.10 Grafische voorstelling

De spreiding voor verschillende vegetatievariabelen wordt in dit rapport veelal grafisch voorgesteld door middel van boxplots. De opbouw van een boxplot is als volgt: rechthoek = 1^{ste} en 3^{de} kwartielwaarden (25^{ste} en 75^{ste} percentiel); dikkere lijn = mediaan; staart = maximale en minimale waarde binnen 1,5x kwartielafstand; cirkels = uitbijters dit zijn waarden verder gelegen dan 1,5x kwartielafstand.

Op de grafieken van verschillende vegetatievariabelen worden tevens boxplots weergegeven van de data voor doelvegetaties (onder een maai- of graasbeheer). De doelvegetaties zijn glanshavergrasland of vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en werden afgebakend en getypeerd op basis van een omvangrijke dataset met barmvegetatieopnames langs waterwegen (Van Kerckvoorde, 2016).

De grafieken zijn gemaakt via R (R Core Team, 2018) door gebruik te maken van het 'ggplot2' pakket (Wickham, 2016).

2.2 Ecologische inventarisatie zeer invasieve exoten

Op vraag van DVW gebeurde langs het Kanaal Gent-Brugge een inventarisatie van de zeer invasieve exoten, vooral tijdens het groeiseizoen van 2017. Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m) werden de groeiplaatsen ingemeten.

3 Resultaten

3.1 Bermvegetatie

3.1.1 Vegetatievariabelen

De berekende vegetatievariabelen worden per beheervorm grafisch weergegeven door middel van boxplots (figuren 3-12). De beheervormen zijn maaibeheer via De Vlaamse Waterweg (maaibeheer DVW, n=79), graasbeheer via 'toepassingen precair gebruik' (graasbeheer TPG, afgesloten tussen DVW en dikwijls landbouwers, n=13), maaibeheer via Natuurpunt (maaibeheer NP, n=4), graasbeheer via Natuurpunt (graasbeheer NP, n=19) en nietsdoenbeheer (nietsdoen, n=10). De twee rechtse panelen tonen boxplots voor referentievegetaties, ref1= soortenrijk matig voedselrijk grasland (n=264) en ref2= glanshavergrasland (n=152), op basis van de data uit Van Kerckvoorde (2016). Verschillende letters onder de jaartallen duiden op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen de opvolgingsrondes op basis van een 'linear mixed-effect model' of 'generalized linear mixed model'. Verschillende letters boven de boxplots indiceren een significant ($p < 0,05$) verschil tussen beheervormen voor de data van 2017, op basis van een anova of negatief binomiale anova. * en # wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2017 en de data voor referentievegetaties.

Het soortenaantal in 2017 bij een nietsdoenbeheer ligt significant lager dan bij de overige beheervormen. Het soortenaantal in 2017 bij maaibeheer DVW, bij graasbeheer NP en bij een nietsdoenbeheer liggen significant lager dan bij referentievegetaties. Het soortenaantal in 2017 is significant lager ten opzichte van het soortenaantal in 2009 en 2005 onder een maaibeheer DVW en bij graasbeheer NP (Figuur 3).

Figuur 3. Het soortenaantal per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

Diversiteitindices in 2017 zijn niet significant verschillend tussen de beheervormen. De diversiteitindices in 2017 bij maaibeheer DVW, bij graasbeheer NP en bij een nietsdoenbeheer liggen significant lager dan bij referentievegetaties. De diversiteitindices in 2017 is significant lager ten opzichte van de diversiteitindices in 2009 en 2005 onder een maaibeheer DVW, graasbeheer TPG en graasbeheer NP (Figuur 4).

Figuur 4. De Shannon-Wiener diversiteitsindex per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

De bedekking van stikstofmijdende soorten in 2017 is niet significant verschillend tussen de beheervormen. Voor iedere beheervorm is er ook geen significant verschil met referentievegetaties. De bedekking van stikstofmijdende soorten in 2017 is significant lager in vergelijking met 2005 en 2009 onder een maaibeheer DVW en onder graasbeheer NP (Figuur 5).

Figuur 5. De bedekking van stikstofmijdende soorten per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

Het Ellenberggetal voor nutriënten in 2017 bij maaibeheer DVW en graasbeheer TPG is significant hoger ten opzichte van het Ellenberggetal bij maaibeheer NP en bij nietsdoenbeheer. Bij nietsdoenbeheer ligt het Ellenberggetal voor nutriënten significant lager dan het Ellenberggetal voor nutriënten voor referentievegetaties. Bij maaibeheer DVW en graasbeheer NP is het Ellenberggetal voor nutriënten significant lager dan soortenrijk matig voedselrijk grasland. Bij alle beheervormen, uitgezonderd nietsdoenbeheer, is er geen significant verschil met glanshavergrasland. Het Ellenberggetal bij maaibeheer DVW in 2017 is significant lager dan in 2005 en 2009 (Figuur 6).

Figuur 6. Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

De bedekking van kensoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in 2017 bij nietsdoenbeheer ligt significant lager in vergelijking met maaibeheer DVW, graasbeheer TPG en maaibeheer NP. Tevens is er een significant lagere bedekking bij graasbeheer NP in vergelijking met maaibeheer DVW. De bedekking van kensoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in 2017 bij nietsdoenbeheer en graasbeheer NP liggen significant lager in vergelijking met referentievegetaties. Onder maaibeheer DVW is de bedekking significant lager dan glanshavergrasland. De bedekking van kensoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in 2017 onder graasbeheer NP en nietsdoenbeheer is significant lager ten opzichte van 2009 en 2005 (Figuur 7).

Figuur 7. De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland in 2017 bij nietsdoenbeheer ligt significant lager in vergelijking met de andere beheervormen. Bij maaibeheer DVW is de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland significant hoger ten opzichte van matig voedselrijk grasland en significant lager dan glanshavergrasland. Bij nietsdoenbeheer is de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland significant lager dan referentievegetaties. De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland in 2017 onder graasbeheer NP is significant lager ten opzichte van 2005 (Figuur 8).

Figuur 8. De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

Het stress-tolerant aandeel in 2017 bij maaibeheer DVW is significant lager dan bij graasbeheer NP, maaibeheer NP en nietsdoenbeheer en significant hoger dan bij matig voedselrijk grasland. Het stress-tolerant aandeel in 2017 bij graasbeheer NP, maaibeheer NP en nietsdoenbeheer ligt significant hoger in vergelijking met doelvegetaties. Bij maaibeheer DVW is het stress-tolerant aandeel in 2017 significant hoger dan in 2005 en 2009 (Figuur 9).

Figuur 9. Het stress-tolerant aandeel per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

De bedekking van Rode-Lijst soorten bij maaibeheer DVW en graasbeheer NP in 2017 is significant lager in vergelijking met 2005 en 2009 (Figuur 10). Goudhaver wordt het meest aangetroffen in de proefvlakken, in 2017 in 17 proefvlakken. Ook knolboterbloem, grote ratelaar en kleine ratelaar komen vrij veel voor, respectievelijk in 12, 7 en 6 proefvlakken. De hoogste bedekkingen in 2017 van de Rode-Lijst soort kattendoorn zijn waargenomen in 2 proefvlakken met een bedekking van 30%. Dwergviltkruid werd in 2017 niet meer aangetroffen, in de vorige rondes kwam de soort voor in één proefvlak. Onderaardse klaver, voorjaarszegge en klein tasjeskruid werden waargenomen in 2005 en 2009 maar niet in 2017 en 2013 (Figuur 11).

Figuur 10. De bedekking van Rode-Lijst soorten per beheervorm bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

Figuur 11. De bedekking per Rode Lijst soort in de verschillende opvolgingsrondes. Ieder punt duidt op een bedekking in een proefvlak.

Een hoge struikbedekking komt voor bij nietsdoenbeheer. De struikbedekking in 2017 onder nietsdoenbeheer is significant hoger in vergelijking met 2005 en 2009 (Figuur 12).

Figuur 12. De struikbedekking per beheervorm en bij de verschillende opvolgingsrondes. Afkortingen en de betekenis van de letters, * en # zijn terug te vinden in de tekst direct onder '3.1.1 Vegetatievariabelen'.

3.1.2 Richtwaarden voor doelvegetaties

Het percentage van de proefvlakken die de richtwaarden voor doelvegetaties (de details kunnen worden teruggevonden in de tekst onder '2.1.4.6 Richtwaarden voor doelvegetaties') halen is grafisch weergegeven in Figuur 13. Voor het soortenaantal en de diversiteit liggen de percentages het laagst. Onder graasbeheer TPG is het percentage voor soortenaantal het hoogst (69%). Onder maaibeheer DVW is het percentage voor diversiteit het hoogst (57%). Onder nietsdoenbeheer halen slechts 0 tot 20% van de proefvlakken de richtwaarden voor soortenaantal of diversiteit. Ook onder graasbeheer NP voldoet slechts 30 tot 40% van de proefvlakken aan de richtwaarden voor soortenaantal of diversiteit. Voor het Ellenberggetal voor nutriënten worden de richtwaarden bij alle beheervormen voor meer dan 80% van de proefvlakken gehaald. De richtwaarde voor de bedekking van stikstofmijdende soorten ligt bij alle beheervormen hoger dan 75%, behalve onder maaibeheer DVW met een waarde van 67%. Voor het stresstolerant aandeel worden de richtwaarden bij alle beheervormen voor meer dan 70% gehaald. Het voldoen aan de richtlijn voor de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland is het laagst onder nietsdoenbeheer (20%) en onder graasbeheer NP (47%). Bij andere beheervormen voldoen 75% of meer van de proefvlakken aan de richtwaarden.

Figuur 13. Percentage van de proefvlakken die voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties per beheervorm, op basis van de vegetatiedata van 2017. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor referentievegetaties, ref 1 is soortenrijk matig voedselrijk grasland en ref2 is glanshavergrasland. De vegetatievariabelen zijn soorten aantal (spp), Shannon-Wiener diversiteitindex (div), Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten (EIIIN), bedekking van stikstofmijdende soorten (EIIIN3), stresstolerant aandeel (S), bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland (hu).

3.1.3 Zeer invasieve exoten

De groeiplaatsen van de zeer invasieve exoten in de bermen en oevers van het Kanaal Gent-Brugge worden weergegeven op kaart 2. Invasieve duizendknoop komt verspreid voor langs het Kanaal Gent-Brugge. De meest omvangrijke populatie is gelegen op de linkeroever net stroomop- en stroomafwaarts Sint-Jorisbrug. Overige groeiplaatsen zijn beperkt in grootte en komen voor net stroomopwaarts Steenbruggebrug, te Gevaerts, net stroomop- en stroomafwaarts Durmen en tussen de Ringvaart en Durmen (Foto 1). Een omvangrijke populatie rimpelroos is aanwezig op de linkeroever tussen Sint-Jorisbrug en de Miseriebocht (Foto 2). Een grote populatie van late guldenroede staat op de linkeroever net stroomopwaarts Aalterburg (Foto 3). Overige groeiplaatsen van late guldenroede liggen net stroomafwaarts Sint-Jorisbrug, net stroomafwaarts de plasberm en langs de Miseriebocht. Canadese guldenroede is aangetroffen te Gevaerts. Groeiplaatsen van reuzenbalsemien zijn er te Durmen, tussen de plasberm en Moerbruggebrug en tussen de Ringvaart en Lobrug. Grote waternavel is gevonden in de plasberm te Beernem (linkeroever, foto 5) en in de oude kanaalarm Gevaerts.

Foto 1. Groeiplaats van Japanse duizendknoop op de rechteroever tussen Bierstal- en Lobrug.

Foto 2. Een grote populatie rimpelroos komt voor op de linkeroever net stroomafwaarts Sint-Jorisbrug (linkse foto) en op de kop van de Miseriebocht (rechtse foto).

Foto 3. Groeiplek van late guldenroede op de linkeroever net stroomopwaarts Aalterbrug.

3.2 Plasberm

3.2.1 Soortensamenstelling

De soorten met de hoogste bedekkingen in de opnames van 2017 aan de kanaal- of vooroever zijn riet (gemiddelde bedekking van 31%), koninginnenkruid (10%), grote egelskop (9%), moerasspirea (8%) en harig wilgenroosje (7%). Voor de opnames in het midden van de plasberm zijn riet (36%), sterrenkroos (9%), grote egelskop (5%), liesgras (3%) en watermunt (2%) de hoogst bedekkende soorten (Foto 4,

Tabel 3).

Een aantal soorten tonen een toename van de bedekkingen bij opnames aan de kanaal- of vooroever in de periode 2006-2017: riet, harig wilgenroosje, grote egelskop, grote engelwortel, koninginnenkruid, moerasspirea, echte valeriaan, liesgras en sterrenkroos. Sommige soorten hebben een dalende trend: gele waterkers, wolfspoot, moerasandoorn, moeras-vergeet-mij-nietje, waterpeper, veerdelig tandzaad, zwart tandzaad en knikkend tandzaad.

In de opnames van 2017 werden slechts 2 waterplanten aangetroffen: sterrenkroos spp. (*Callitriche*) en eendekroos spp. (*Lemna*). In 2017 is sterrenkroos in het midden van de plasberm aangetroffen in 25% van de opnames.

In de vegetatieopnames van 2017 werden 3 uitheemse soorten aangetroffen: grote engelwortel, zwart tandzaad en vlinderstruik (deze soorten worden niet beschouwd als zeer invasief, zie verder). Grote engelwortel en zwart tandzaad werden gevonden in een derde van de opnames aan de kanaal- of vooroever met lage bedekkingen (gemiddelde bedekking respectievelijk 2% en 1%). Vlinderstruik werd één keer gevonden in een opname met een lage bedekking (1%). Buiten de opnames groeide in de plasberm op de linkeroever de zeer invasieve exoot grote waternavel (Foto 5, kaart 2).

Foto 4. Verschillende vegetaties in de plasberm te Beernem: riet, koninginnenkruid en moerasspirea op de bovenste foto's, harig wilgenroosje en koninginnenkruid op de foto linksonder en zwanenbloem en valeriaan op de foto rechtsonder.

Tabel 3. Oplijsting van de soorten met de hoogste gemiddelde bedekkingen in opnames van 2017.

kanaal- of vooroever	
soort	gemiddelde bedekking (%)
riet	31
koninginnenkruid	10
grote egelskop	9
moerasspirea	8
harig wilgenroosje	7
midden plasberm	
soort	gemiddelde bedekking (%)
riet	36
sterrenkroos	9
grote egelskop	5
liesgras	3
watermunt	2

Foto 5. Een kleine populatie van de zeer invasieve exoot grote waternavel werd in 2017 waargenomen in de plasberm te Beernem (linkeroever).

3.2.2 Bedekking van riet

Riet werd in 60% van de opnames van 2017 aan de kanaal- of vooroever gevonden en in 25% van de opnames in het midden van de plasberm aangetroffen.

Voor de opnames van 2017 aan de rechteroever bedraagt de mediaanwaarde voor de bedekking van riet 3% voor de kanaaloever en 0% voor de vooroever en het midden van de plasberm. Voor de opnames op de linkeroever is de mediaanwaarde voor de bedekking van riet 15% voor de kanaaloever, 63% voor het midden van de plasberm en 75% voor de vooroever. De rietbedekking ligt significant hoger in opnames van 2017 aan de linkeroever in vergelijking met de andere rondes, zowel in de kanaaloever, vooroever als in het midden van de plasberm (Figuur 14).

Figuur 14. Boxplots van de rietbedekking in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal-, vooroever of midden plasberm en linker- of rechtoever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.

3.2.3 Kruidbedekking

Voor opnames van 2017 in de rechtoever bedraagt de mediaanwaarde van de kruidbedekking 100% voor de kanaaloever, 85% voor de vooroever en 38% voor het midden van de plasberm. Voor het midden van de plasberm en de vooroever is de kruidbedekking significant hoger in 2017 in vergelijking met de andere rondes. Voor de kanaaloever is er geen verschil tussen de rondes (Figuur 15).

Bij opnames van 2017 in de linkeroever is de mediaan voor de kruidbedekking 100% voor de kanaal- of vooroever en 90% voor het midden van de plasberm. Voor het midden van de plasberm is de kruidbedekking significant hoger in opnames van 2017 in vergelijking met de andere rondes. Voor de vooroever is de kruidbedekking in opnames van 2017 significant hoger in vergelijking met 2013 en 2006. Voor de kanaaloever is er geen verschil tussen de rondes (Figuur 15).

Wanneer alle verschillende rondes worden beschouwd dan is de kruidbedekking in opnames van de rechtoever significant hoger in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever. Voor zowel linker- als rechtoever is de kruidbedekking in het midden van de plasberm significant lager dan de kruidbedekking in vooroever of kanaaloever.

3.2.4 Struikbedekking

De mediaanwaarde van de struikbedekking in opnames van 2017 aan de rechteroever is 10% voor de kanaaloever, 30% voor de vooroever en 0% voor het midden van de plasberm. De struikbedekking in opnames van 2017 op de rechteroever aan de kanaaloever of in het midden van de plasberm is significant lager in vergelijking met opnames van 2013 maar niet met opnames van 2009 en 2006. Voor de vooroever is de struikbedekking in opnames van 2017 significant lager dan de overige rondes (Figuur 15).

Voor opnames van 2017 op de linkeroever zijn de mediaanwaarden van de struikbedekking 1% voor de kanaaloever en 0% voor de vooroever en het midden van de plasberm. Er is geen significant verschil tussen de struikbedekking in opnames van 2017 aan de linkeroever in vergelijking met de andere rondes, zowel voor de kanaal-, vooroever als in het midden van de plasberm (Figuur 15).

Over de verschillende rondes heen is er in opnames aan de rechteroever een significant hogere struikbedekking in de vooroever ten opzichte van de kanaaloever of het midden van de plasberm. Bij de linkeroever zijn er geen significante verschillen.

De belangrijkste struik die werd aangetroffen in de opnames van 2017 is wilg. In 55% van de opnames aan de kanaal- of vooroever werd wilg gevonden. De gemiddelde bedekking van wilg bedroeg 15%.

3.2.5 Soortenaantal

De mediaanwaarde voor het aantal soorten in opnames van 2017 aan de kanaaloever bedraagt 16 voor de rechteroever en 14,5 voor de linkeroever. Het aantal soorten in opnames van 2017 aan de kanaaloever van de rechteroever is significant ($p < 0,05$; op basis van een 'linear mixed-effect model') hoger in vergelijking met 2013 en 2009. Bij opnames aan de kanaaloever van de linkeroever is het aantal soorten in 2017 significant lager dan in 2006 (Figuur 16).

De mediaanwaarde voor het aantal soorten in opnames van 2017 aan de vooroever is 14 voor de rechteroever en 6 voor de linkeroever. Het aantal soorten in opnames van 2017 aan de vooroever van de rechteroever is significant ($p < 0,05$; op basis van een 'linear mixed-effect model') hoger in vergelijking met de andere rondes. Bij opnames aan de vooroever van de linkeroever is het aantal soorten in 2017 significant lager ten opzichte van 2009 en 2006 (Figuur 16).

Over de verschillende rondes heen is het aantal soorten significant hoger in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever (voor zowel rechter- als linkeroever).

3.2.6 Shannon-Wiener diversiteitindex

De mediaan voor de Shannon-Wiener diversiteitindex in opnames van 2017 aan de kanaaloever is 1,9 (voor zowel rechter- als linkeroever). Op de rechteroever is de diversiteit in opnames van 2017 aan de kanaaloever niet significant verschillend met de vorige rondes. De opnames van 2017 aan de kanaaloever van de linkeroever kennen een significant hogere diversiteit in vergelijking met de diversiteit in opnames van 2013 (Figuur 16).

Voor opnames gelegen aan de vooroever wordt in 2017 een mediaanwaarde van 1,9 gevonden voor de rechteroever en 0,8 voor de linkeroever. Er is geen significant verschil van de diversiteiten tussen de verschillende rondes in de opnames aan de vooroever van de rechteroever. Voor de vooroever van de linkeroever wordt een significant lagere diversiteit aangetroffen in opnames van 2017 in vergelijking met de diversiteit in opnames van 2006 en 2009 (Figuur 16).

Voor de linkeroever is, over de verschillende rondes heen, de Shannon-Wiener diversiteitindex significant hoger in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever. Voor de rechteroever wordt geen significant verschil gevonden tussen de diversiteit in kanaal- of vooroever.

3.2.8 Bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 of meer

De mediaanwaarde voor de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 of meer in de opnames van de kanaaloever bedraagt 111% voor de rechteroever en 107% voor de linkeroever. Er is geen significant verschil van de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 of meer tussen de verschillende rondes in de opnames aan de kanaaloever van de rechteroever. Voor opnames aan de kanaaloever van de linkeroever wordt een significant hogere bedekking aangetroffen in opnames van 2017 in vergelijking met vorige rondes (Figuur 17).

In opnames van de vooroever bedraagt de mediaanwaarde voor de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 of meer 82% voor de rechteroever en 89% voor de linkeroever. Bij de opnames van 2017 aan de vooroever van de rechteroever is er een significant hogere bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 in vergelijking met 2013 en 2006. Voor opnames van 2017 aan de vooroever van de linkeroever ligt de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 significant hoger dan de bedekking in opnames van 2013 (Figuur 17).

Voor de rechteroever is, over de verschillende rondes heen, de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 significant hoger in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever. Voor de linkeroever wordt geen significant verschil gevonden tussen de diversiteit in kanaal- of vooroever.

3.2.9 CSR

De hoogste aandelen worden gevonden van de competitieve strategie. Voor opnames aan de kanaaloever is de mediaanwaarde voor het C-aandeel 81% bij de rechteroever en 80% bij de linkeroever. In de opnames van 2017 aan de kanaaloever van de rechteroever is het C-aandeel significant lager in vergelijking met 2013. Voor de linkeroever is het C-aandeel van opnames van 2017 significant hoger in vergelijking met 2006 en 2009 (Figuur 17).

Voor de opnames gelegen aan de vooroever is de mediaanwaarde van het C-aandeel 74% voor de rechteroever en 87% voor de linkeroever. Bij opnames van 2017 aan de linkeroever is het C-aandeel significant hoger in vergelijking met de overige rondes. Voor opnames van 2017 in de linkeroever is het C-aandeel significant hoger in vergelijking met 2006 en 2009 (Figuur 17).

Het ruderaal aandeel bedraagt in opnames van 2017 aan de kanaaloever 15% voor de rechteroever en 9% voor de linkeroever. Bij de vooroever bedraagt het ruderaal aandeel 17% voor de rechteroever en 13% voor de linkeroever. Voor opnames van de kanaal- en vooroever van de rechteroever is het R-aandeel in opnames van 2017 significant lager in vergelijking met 2006. Bij opnames aan de kanaal- en vooroever van de linkeroever is het R-aandeel van 2017 significant lager ten opzichte van 2006 en 2009 (Figuur 17).

Het S-aandeel in opnames van 2017 is laag met mediaanwaarden van 8% voor de kanaaloever van de rechteroever, 10% voor de kanaaloever van de linkeroever, 6% voor de vooroever van de rechteroever en 0% voor de vooroever van de linkeroever (Figuur 17).

Figuur 15. Boxplots van de kruid- en struikbedekking in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal-, vooroever of midden plasberm en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.

Figuur 16. Boxplots van het aantal soorten en de Shannon-Wiener diversiteitindex in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal- of vooroevers en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.

Figuur 17. Boxplots van de bedekking van soorten met een Ellenberg-indicatorgetal voor vocht van 7 en de aandelen voor de C-, S- en R-overlevingsstrategie in vegetatieopnames van de plasberm te Beernem (kanaal- of vooroever en linker- of rechteroever). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil voor C- en R-strategie aan tussen rondes op basis van een 'linear mixed-effect model'.

3.2.10 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water

Het waterlichaam 'Kanaal Gent-Oostende III' (vanaf Afleidingskanaal van de Leie tot Oostende) wordt beschouwd als een kunstmatig waterlichaam waaraan als natuurlijke type 'grote rivier' is toegekend. De indices voor macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënten voor de 4 locatie met vaste proefvlakken zijn weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4. De indices voor de beoordeling van macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënt op 4 locaties in de natuurvriendelijke oever. De kleurcode duidt op de beoordeling: blauw = zeer goed, geel = matig en oranje = ontoereikend.

	index typespecificiteit oevervegetatie	index verstoring oevervegetatie	aantal groeivormen / index	ecologische kwaliteitscoëfficiënt
rechteroever meest W	0,40	0,98	4	matig
linkeroever meest W	0,47	0,99	3	ontoereikend
rechteroever meest O	0,41	0,99	4	matig
linkeroever meest O	0,46	1,00	4	matig

De index voor typespecificiteit scoort op de 4 locaties een matige ecologische kwaliteit. De index voor verstoring van oevervegetatie geeft voor de 4 locaties een goede beoordeling. De index voor groeivormen heeft een matige ecologische kwaliteit voor 3 locaties en een ontoereikend beoordeling voor 1 locatie. De ecologische kwaliteitscoëfficiënt is matig voor 3 locaties en ontoereikend voor 1 locatie.

3.2.11 Waterkwaliteit

Figuur 18 en Figuur 19 tonen boxplots van de temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging in de plasberm en in het kanaal per seizoen. In bijlage 3 worden boxplots getoond van de gemeten watervariabelen tijdens de verschillende staalnamedata.

In de zomer en in de herfst worden significant lagere zuurstofconcentratie, -verzadiging, pH en temperatuur gemeten in de plasberm ten opzichte van het kanaal (Figuur 18 en Figuur 19).

Figuur 18. Boxplots van de pH, temperatuur en de elektrische geleidbaarheid in de plasberm en het kanaal (per seizoen). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,01$) verschil aan tussen rondes op basis van een gepaarde t-test'.

Figuur 19. Boxplots van de zuurstofconcentratie en -verzadiging in de plasberm en het kanaal (per seizoen). Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen rondes op basis van een gepaarde t-test'.

4 Discussie

4.1 Bermen

Ecologisch waardevol grasland, zoals soortenrijk permanent grasland, is in Vlaanderen een zeldzaam biotoop, namelijk zo'n 3,7-5,1% van het Vlaams oppervlak (Vriens et al., 2011). Bovendien is er gedurende de laatste decennia een afname van de oppervlakte aan permanente graslanden (De Saeger et al., 2013). Natuurvriendelijk beheerde bermen kunnen een aanvullend en alternatief biotoop vormen voor verschillende typische graslandsoorten (voor planten zie Auestad et al., 2011 en Jantunen et al., 2006; voor dagvlinders zie Saarinen et al., 2005), zeker wanneer weinig halfnatuurlijke biotopen aanwezig zijn in de omgeving van de berm, bijvoorbeeld als gevolg van een intensieve landbouwvoering.

De potenties voor ecologisch waardevolle graslandvegetaties zijn in de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge over het algemeen hoog. Dit omwille van het voorkomen van brede bermen en taluds, de variatie in bodemtypes (van zuur tot kalkrijk, van vochtig tot droog, van zand tot zandleem) en het veelal ontbreken van laanaanplantingen. Tussen Steenbruggebrug en Brugge zijn er lagere potenties voor soortenrijk grasland door de aanwezigheid van smalle bermen met populieraanplantingen.

Doelvegetaties voor bermen zijn een gras-kruidenmix (zoals vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland) of bloemrijk grasland (zoals glanshavergrasland of struisgrasgrasland; terminologie volgens Van Uytvanck et al., 2017). Een gras-kruidenmix wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van volgende soorten: scherpe boterbloem, sint-Janskruid, smalle weegbree, veldzuring, gewoon duizendblad, grasmuur, gewoon biggenkruid, rode klaver, hopklaver, kleine klaver, pastinaak, peen, rood zwenkgras, reukgras, timoteegras, kamgras of veldbeemdgras (Van Kerckvoorde, 2016). Typische plantensoorten voor glanshavergrasland zijn knoopkruid, margriet, gewone rolklaver, gele morgenster, glad walstro, kraailook, veldlathyrus, beemdkroon, rapunzelklokje, muskusaasjeskruid, aardaker, gewone vogelmelk, goudhaver, kleine ratelaar, knolboterbloem en gulden sleutelbloem.

Bij proefvlakken met een maaibeheer DVW kan op basis van het Ellenberggetal voor nutriënten, de bedekking van stikstofmijdende soorten, de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland en het stresstolerant aandeel worden gesteld dat zo'n 70% van de proefvlakken voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties (gras-kruidenmix of bloemrijk grasland). Echter voor soortenaantal en diversiteit is dit minder gunstig, slechts 50% van de proefvlakken voldoen aan de richtwaarden. Ten opzichte van de eerste opvolgingsronde in 2005 tonen de data van 2017 een gunstige evolutie voor het Ellenberggetal voor nutriënten en voor het stresstolerant aandeel en een minder gunstige evolutie voor het soortenaantal, de diversiteit en de bedekking van Rode-Lijst soorten.

Voor proefvlakken met graasbeheer TPG voldoen zo'n 80% van de proefvlakken aan de richtwaarden voor doelvegetaties op basis van het Ellenberggetal voor nutriënten, de bedekking van stikstofmijdende soorten, de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland en het stresstolerant aandeel. Ook hier scoort soortenaantal (70% van de proefvlakken) en diversiteit (50%) minder gunstig. De data van 2017 tonen geen significant verschil met 2005, met uitzondering van een lagere diversiteit in 2017 ten opzichte van 2005.

Zo'n 50% van de proefvlakken met graasbeheer NP voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties door de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland. Voor soortenaantal en diversiteit liggen de aandelen lager vermits tussen 30 en 40% van de proefvlakken de richtwaarden halen. Betreffende het Ellenberggetal voor nutriënten, de bedekking van stikstofmijdende soorten en het stresstolerant aandeel bereikt 90% van de proefvlakken de richtwaarde.

De vegetatiedata van 2017 tonen een significant verschil ten opzichte van 2005 voor het soortenaantal, de diversiteit, de bedekking van stikstofmijdende soorten, de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland en de bedekking van Rode Lijst soorten. De negatieve evolutie is voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de begrazing op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug; Figuur 20). Hier worden lagere bedekkingen gevonden in de proefvlakken voor smalle weegbree, kleine ratelaar, goudhaver, margriet, grote tijm en gewone agrimonie. Daarnaast worden hogere bedekkingen waargenomen voor rood zwenkgras en knooppkruid. In het begrazingsblok werd opgemerkt dat de grazers net in de ecologisch waardevolle zone rustten waardoor er mestafzet en dus nutriëntenaanrijking gebeurde. Als maatregel werd het floristisch meest waardevol traject uitgerasterd en een maaibeheer ingesteld. Eén proefvlakken ligt voor de helft in het uitgerasterd gebied en voor de helft erbuiten. Alle andere proefvlakken liggen buiten het uitgerasterd gebied. In 2005 werden proefvlakken gelegd in de floristische meest waardevolle vegetaties. Deze vegetaties komen in 2017 nog steeds voor maar liggen op een iets andere locatie. Wellicht is dit de verklaring voor de negatieve trend.

Figuur 20. De bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland in proefvlakken met een graasbeheer door Natuurpunt opgesplitst per beheerblok: rechteroever Bellem (n=5), rechteroever te Knesselare (n=5), Miseriebocht (n=5), RO Beernem (n=2) en LO Patersveld (n=2).

75% van de proefvlakken die een maaibeheer NP kennen voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties, enkel voor diversiteit halen 50% van de proefvlakken de richtwaarde. De vegetatievariabelen van de data van 2017 tonen geen verschillen met de data van 2005.

Bij proefvlakken met een nietsdoenbeheer zijn tussen 2005 en 2017 sterkt verbost. In 2017 is er quasi overal geen sprake meer van een graslandvegetatie. In de opnames met een nietsdoenbeheer is er vooral een sterke toename van zomereik. Zonder de toepassing van een of andere beheervorm krijgen struiken en bomen de kans om hogere bedekkingen te bereiken (Hansson & Fogelfors, 2000). De stuiken en bomen verdringen graslandsoorten door competitie van licht en ruimte (Schaffers, 2002). Als gevolg halen 0-20% van de opnames met nietsdoenbeheer de richtwaarde voor doelvegetaties (gras-kruidenmix of bloemrijk grasland), op basis van het soortenaantal, de diversiteit en de bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland. Zo'n 80% van de proefvlakken voldoen aan de richtwaarden op basis van het Ellenberggetal voor nutriënten, de bedekking van stikstofmijdende soorten en het stresstolerant aandeel. De data van 2017 tonen, ten opzichte van 2005, een significant lager soortenaantal en een significant lagere bedekking van kernsoorten glanshavergrasland en niet-grassoorten matig voedselrijk grasland en een significant hogere struikbedekking. Het laag Ellenberggetal voor nutriënten en hoog stresstolerant aandeel bij proefvlakken met een nietsdoenbeheer zijn wellicht een gevolg van de bijzondere abiotische omstandigheden. Op 1 opname na liggen de vegetatie-opnames met nietsdoenbeheer immers tussen Sint-Jorisbrug en Beernembrug, waar voedselarme zandbodems voorkomen.

4.2 Plasberm

Oevertrajecten langs waterwegen bieden nauwelijks mogelijkheden voor oevervegetatie. Redenen omvatten:

- harde oeververstevingen, bv. een verticaal verstevigde betonoever, bieden geen of weinig ruimte voor vegetatie,
- door beperkingen in dimensies van de waterweg komen dikwijls steile taluds voor zodat de oeverzone slechts een smalle strook is,
- de vestiging van oevervegetatie kan worden belemmerd door golven en stromingen afkomstig van scheepvaart (Coops et al., 1991),
- oevervegetatie kan worden beschadigd of ontworteld eveneens als gevolg van golven en stromingen door scheepvaart (Asplund & Cook, 1997; Murphy et al., 1995).

Om negatieve ecologische effecten van scheepvaart te mitigeren kan het aandeel van natuurvriendelijke oevers worden verhoogd. Een vorm van een natuurvriendelijke oever is het creëren van een ondiepe en beschutte waterzone, ook plasberm genoemd, gescheiden van de waterweg door een vooroever. De vooroever heeft als functie om de golven en stromingen van de scheepvaartactiviteiten op te vangen (Söhngen et al., 2008). Als gevolg kan een luwe zone ontstaan in de plasberm, de ruimte tussen de vooroever en de eigenlijke kanaaloever, waardoor er mogelijkheden zijn voor de vestiging en ontwikkeling van vegetatie en er een geschikt schuil-, voedsel-, groei- of voortplantingsgebied kan ontstaan voor fauna. Bij voorkeur bestaat de vooroever uit stortstenen in plaats van uit verticale damwanden. De aanwezigheid van interstitiële ruimte tussen de stenen zorgt immers voor een verhoging van de habitatheterogeniteit waardoor hogere ecologische potenties ontstaan (Vermeersch et al., 2017).

Doelvegetaties voor plasbermen zijn watervegetaties, soortenrijke natte ruigtes, riet en wilgenstruweel (terminologie volgens Van Uytvanck et al., 2017). Typische soorten voor watervegetaties omvatten witte waterlelie, gele plomp, fonteinkruid spp., puntkroos, watergentiaan, waterviolier, grof hoornblad en aarvederkruid. Soortenrijke natte ruigtes worden gekenmerkt door het voorkomen van moerasspirea, harig wilgenroosje, koninginnenkruid, waterzuring, echte valeriaan, wolfspoot, grote egelskop, gele waterkers, gele lis, grote kattenstaart, poelruit, grote wederk, grote waterweegbree, gewone engelwortel, kattenstaart, heeblaadjes, valse voszegge, moerasandoorn, tandraad spp., zwanenbloem, moesdistel, kale jonker, geoord helmkruid, gevleugeld helmkruid, grote lisdodde, kleine lisdodde, liesgras, rietgras, riet, oeverzegge, scherpe zegge, pluimzegge, pitrus, zeegroene rus. Langs waterwegen kunnen dergelijke vegetaties een Natura 2000 habitatype zijn, namelijk voedselrijke zoomvormende ruigten (habitatype 6430; De Saeger & Wouters, 2018).

Bij een rietvegetatie domineert riet en bereiken andere ruigtesoorten maximaal een bedekking van 30%. Rietvegetaties hebben een belangrijke ecologische waarde. Zo heeft riet een groot faunistisch belang. Overjarig (niet-gemaaid) riet in het voorjaar is een broedbiotoop voor de meeste broedvogels van rietlanden zoals kleine karekiet, rietgors, rietzanger en bruine kiekendief. Tevens bieden rietstengels een foerageer-, schuil- en overwinteringsplaats voor allerlei fauna. Vegetatierijke oeverzones zijn belangrijk als foerageer- of paaigebied voor allerlei vissoorten (Mouton et al., 2012; Vermeersch et al., 2017). Een rietvegetatie kan de oever in belangrijke mate beschermen, via het relatief dicht en diep wortelstelsel dat de grond vasthoudt (vergroting van de sterkte) en via de rietstengels welke de golven en stroming dempen (vermindering van de belasting; CUR, 1999).

Wilgenstruwelen zijn op Vlaams niveau een regionaal belangrijk biotoop en genieten omwille van zeldzaamheid een bescherming, onder meer via de regelgeving rond het verbod vegetatiewijziging (aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009). Struwelen hebben een ecologisch belang als nest-, foerageer- en schuilgelegenheid, zijn gunstig voor insectenpopulaties en vormen een landschappelijke meerwaarde. Net zoals bij een rietvegetatie zorgt een wilgenbegroeiing aan de oever voor een hogere weerstand tegen erosie en afschuiving (via de wortels) en voor een reductie van golfhoogten en stroomsnelheden (via de stammen; CUR, 1999).

In de plasbermen te Beernem kan oevervegetatie zich vestigen en ontwikkelen. Zo duidt de mediaan voor de bedekking van soorten met een Ellenberggetal voor vocht van 7 of meer in opnames aan de kanaaloever op een volledige bedekking en in opnames aan de vooroever op 80% bedekking. Andere studies van plasbermen beschrijven eveneens een vestiging en ontwikkeling van oevervegetatie in plasbermen langs kanalen (Boedeltje et al., 2001; Boeters et al., 1997) of rivieren (Weber et al., 2012).

Bij de plasbermen te Beernem wordt een verschillende floristische ontwikkeling waargenomen van de rechter- en linkeroever.

- Op de rechteroever, en dan vooral bij de vooroever, vestigden zich snel wilgenstruwelen. In 2006 (8 jaar na de constructie) was de mediaanwaarde voor de struikbedekking reeds 70%. In 2013 bedroeg de mediaan voor struikbedekking 95%. In de winter van 2016-2017 werden de wilgen afgezet waardoor lagere bedekkingen van struwelen werden geobserveerd in vegetatieopnames van 2017. De kruidbedekking in opnames van 2006-2013 aan de vooroever was vrij laag (mediaan tussen 20 en 40%), wellicht als gevolg van de competitie voor licht en ruimte veroorzaakt door de hoge struikbedekking. Op dezelfde locaties is in 2017 een hoge kruidbedekking (mediaan van 85%) waargenomen. Dit is wellicht eveneens een gevolg van het kappen van de wilgen.
- Op de linkeroever werden in de opnames van 2006-2017 steeds hoge kruidbedekkingen gevonden (mediaan van 80% of meer) terwijl de struikbedekking laag bleef (hoogste mediaanwaarde was 20% voor opnames aan de kanaaloever in 2013). Vooral in opnames aan de vooroever en in het midden van de plasberm zijn hoge bedekkingen van riet gevonden in opnames van 2017. Riet was nagenoeg niet aanwezig in de opnames van 2006 maar kende een gestage uitbreiding. In de periode 2013-2017 is riet sterk toegenomen. In 2017 domineert riet trajecten van de plasberm. Riet is een sterke concurrent die de overige oevervegetatie kan gaan overheersen. Dit is wellicht de reden waarom het soortenaantal en de diversiteit in de vooroever van de linkeroever significant lager zijn in de opnames van 2017 ten opzichte van 2013.

Qua waterplanten werden in de opnames van 2017 enkel sterrenkroos en eendenkroos gevonden. Van sterrenkroos wordt een uitbreiding geconstateerd ten opzichte van vorige rondes. Het vestigen en ontwikkelen van watervegetatie in een plasberm is niet evident. Ook Boeters et al. (1997) vonden quasi geen wortelende waterplanten in een 4-6 jaar oude plasberm. Echter, Weber et al. (2012) en Boedeltje et al. (2001) documenteren een abundante watervegetatie in plasbermen. Niet-geschiede milieuomstandigheden zijn een mogelijke verklaring voor het moeilijk vestigen en handhaven van waterplanten in plasbermen. Zo beschrijven Boedeltje et al. (2001) dat wortelende waterplanten in plasbermen enkel voorkwamen bij dunne sedimentlagen (<2cm) met laag gehalte aan organisch materiaal.

De opgeloste zuurstofwaarden, zowel van het water in het kanaal als van het water in de plasberm liggen tijdens de zomer en de herfst onder de richtwaarde van 6 mg/l voor basismilieukwaliteit van oppervlaktewater (Besluit van de Vlaamse Regering van 21 mei 2010). Bovendien kent het water in de plasberm lagere zuurstofwaarden in de zomer en in de herfst in vergelijking met het water in het kanaal. Zo bedraagt de mediaanwaarde in de zomer voor opgeloste zuurstof in de plasberm 3,3 mg/l terwijl de mediaanwaarde in de waterweg 5,2 mg/l is (metingen van 2013, 2014 en 2016). Ook andere studies geven aan dat plasbermen een slechte waterkwaliteit kunnen hebben (CUR, 1999; Grontmij|AquaSense, 2007; Sukhodolova et al., 2017). In de plasberm te Beernem kan de geringe zuurstofconcentraties een gevolg zijn van een combinatie van sedimentatie met organisch belast slib, afbraak van dit slib en de gevestigde oevervegetatie die de wateruitwisseling tussen kanaal en plasberm beperkt. Weber & Wolter (2016) stelden vast dat de waterkwaliteit in een plasberm dermate slecht werd dat deze niet meer geschikt is voor verschillende waterorganismen. Ze vonden een arme visgemeenschap in een 5 jaar oude plasberm langs de Spree. De zuurstofwaarden tijdens de zomermaanden daalden in deze plasberm onder de 2 mg/l, wat niet meer leefbaar is voor de meeste vissoorten (Sukhodolova et al., 2017).

Het belang van de plasberm te Beernem als biotoop voor vissen is niet gekend. Mogelijk is er een gering belang door de lage zuurstofwaarden, door de sterke sedimentatie en vermits de plasberm aan het dichtgroeien is met oevervegetatie.

5 Beheervoorstellen

5.1 Bermen

5.1.1 Beheer van kruidige vegetatie

Bij het bermbeheer kunnen een aantal algemene richtlijnen worden geformuleerd:

- geen kunstmatige bemesting: voedselaanrijking zorgt immers voor de ontwikkeling of instandhouding van soortenarme productieve graslandvegetaties. Bij graasbeheer is het bijvoederen van de dieren een vorm van bemesting dat dient te worden vermeden;
- geen pesticidengebruik: het toedienen van pesticiden is vanuit milieuhygiënisch en ecotoxicologisch oogpunt afgeraden. Bovendien mogen er op alle openbare terreinen niet langer pesticiden worden gebruikt (www.zonderisgezonder.be);
- het scheuren van de graslandvegetatie is uit den boze, vermits soorten van permanent grasland grotendeels worden vervangen door pioniersoorten.

Bij de afweging van de beheermaatregelen werd rekening houdend met praktische randvoorwaarden. Zo is het wenselijk om herkenbare locaties aan te geven (bv. van brug tot brug) om duidelijke en praktische afspraken te kunnen geven aan de aannemers of derden. Tevens is gestreefd naar voldoende lange trajecten met éénzelfde beheervorm.

5.1.1.1 Maaibeheer

Met een maaibeheer wordt het klassiek hooilandbeheer verstaan. Deze beheervorm bestaat uit twee stappen: het maaien van de bovengrondse plantenmassa vlak boven het maaiveld en het verwijderen van het maaisel. Als tussenstappen kunnen het keren en samenwerken van het maaisel worden onderscheiden.

Doelvegetaties (terminologie volgens Van Uytvanck et al., 2017) voor gemaaide bermgedeeltes zijn het behoud of de verdere ontwikkeling van een gras-kruidenmix (dit omvat vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland) of bloemrijk grasland (zoals glanshavergrasland of struisgrasgrasland). Een vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland wordt gekenmerkt door volgende soorten: scherpe boterbloem, sint-Janskruid, smalle weegbree, veldzuring, gewoon duizendblad, grasmuur, gewoon biggenkruid, rode klaver, hopklaver, kleine klaver, pastinaak, peen, rood zwenkgras, reukgras, timoteegras, kamgras of veldbeemdgras (Van Kerckvoorde, 2016). Glanshavergrasland (Foto 6) is een bloemrijk permanent graslandtype met ondermeer volgende kenmerkende plantensoorten: knoepkruid, margriet, gewone rolklaver, gele morgenster, glad walstro, kraailook, veldlathyrus, beemdkroon, rapunzelklokje, muskusaasjeskruid, aardaker, gewone vogelmelk, goudhaver, kleine ratelaar, knolboterbloem en gulden sleutelbloem. Ook struisgrasgrasland is een bloemrijk permanent graslandtype met volgende typische soorten: akkerhoornbloem, dwergviltkruid, geel walstro, gewone veldbies, gewoon biggenkruid, gewoon struisgras, hazenpootje, klein vogelpootje, kleine leeuwentand, knolboterbloem, muizenoor, schapenzuring, vroege haver, zandblauwtje en zilverhaver.

Bij een ecologisch uitgevoerd maaibeheer vindt er afvoer van nutriënten plaats (Schaffers et al., 1998). Als gevolg is maaibeheer geschikt voor omvorming van verarmde of verruigde graslandvegetaties naar doelvegetaties.

Foto 6. Bloemrijke bermvegetatie met gewone rolklaver, knoopkruid en smalle weegbree op de rechteroever stroomopwaarts Aalterbrug.

5.1.1.1.1 Voorstel van maairegime en -periode

Een voorstel van maairegime en -periode voor de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge is weergegeven in Tabel 5 en kaart 3 en bouwt verder op de uitgewerkte voorstellen in Van Kerckvoorde & De Geest (2015). Er worden verschillende maairegimes en -periodes voorgesteld volgens de vegetatiesamenstelling of uit faunistische overwegingen.

- 2x per jaar/jaar: half mei en half september. Dit maairegime is wenselijk bij vrij productieve vegetaties met een groot aandeel van zomerbloeiërs (gras-kruidenmix) en zonder waardevolle voorjaarsbloeiërs. Doel is het behoud en de verdere ontwikkeling van de gras-kruidenmix. Een maaibeurt half mei onderdrukt vooral de forse en productieve grassen en kruiden (Parr & Way, 1988) die reeds vroeg in het seizoen een aanzienlijke biomassa vormen. Hierdoor krijgen andere minder productieve soorten ruimte en tijd voor bloem- en zaadvorming. Door een vroege eerste maaibeurt is er immers een voldoende lange periode voor hergroei en bloei (Jantunen et al., 2006; Parr & Way, 1988). Bovendien kunnen planten het weghalen van de biomassa beter tolereren vroeg in het groeiseizoen (Jantunen et al., 2006). Diverse zomerbloeiërs zijn gebaat bij dergelijk beheer, zoals knoopkruid, duizendblad, klein streepzaad, peen, margriet, smalle weegbree en beemdkroon (Zwaenepoel, 1998). Een vroege eerste maaibeurt is nadelig voor voorjaarssoorten (Parr & Way, 1988). Deze beheervorm kan dan ook enkel worden toegepast wanneer er geen ecologisch waardevolle voorjaarsbloeiërs (bv. gulden sleutelbloem, ratelaar-soorten of orchideeën) aanwezig zijn. De tweede maaibeurt gebeurt vanaf half september.
- 2x maaien/jaar: begin juni en half september. Twee maaibeurten per jaar met een eerste maaibeurt in de eerste helft van juni zijn aangewezen voor verarmde of verruigde graslandvegetaties. Het belangrijkste doel is het reduceren van de dominantie van forse grassen of kruiden en het verlagen van de bodemnutriënten, via het weghalen van een zo groot mogelijke biomassa. Op die manier kunnen minder productieve soorten zich vestigen en ontwikkelen zodat soortenrijkere graslandvegetaties ontstaan (in de eerste plaats een evolutie naar een gras-kruidenmix). De tweede maaibeurt gebeurt vanaf half september.

- 2x maaien/jaar: begin juli en half september. Twee maaibeurten per jaar met een eerste maaibeurt begin juli worden voorgesteld bij bermtrajecten met ecologisch waardevolle voorjaarsbloeiers. Langs het Kanaal Gent-Brugge vormen grote en kleine ratelaar ecologisch waardevolle voorjaarssoorten (Rode-Lijst categorie kwetsbaar) in gemaaide trajecten. Ratelaar-soorten zijn éénjarige planten die bloeien en zaad vormen in de voorzomer en hebben geen langlevende zaadvoorraad. Het is dan ook van cruciaal belang om de planten de tijd te geven om rijpe zaden te ontwikkelen. De planten zijn half-parasieten en kunnen daardoor de bovengrondse biomassa aanzienlijk reduceren (Ameloot et al., 2006) waardoor de kosten voor het bermbeheer verminderen. Door de eerste maaibeurt pas te laten gebeuren begin juli hebben de soorten tijd voor zaadontwikkeling.
- 1x maaien/jaar: half september. Voor de landzijde te Zeebrugge wordt één maaibeurt in september voorgesteld. De vegetatie groeiend op de (opgespoten) landzijde is weinig productief en bloemrijk zodat een maaibeurt in september volstaat.
- Maaien i.f.v. structuurvariatie: Voor brede bermtrajecten worden verschillende maairegimes voorgesteld. Zo kan het bermgedeelte aanliggend aan jaagpad worden gemaaid in mei/juni/juli en de volledige berm in september. Of bermtrajecten kunnen voor de helft worden gemaaid in mei, de andere helft in juli en volledig in september. Dergelijk maaibeheer heeft een ecologische meerwaarde voor ondermeer fauna (o.a. insecten). Door verschillende maairegimes toe te passen ontstaat immers structuurvariatie en blijven bloemen aanwezig. Hierdoor zijn steeds voedselbronnen beschikbaar en biedt de niet-gemaaide vegetatie mogelijkheden tot rusten, schuilen of verpoppen voor insecten (Noordijk et al., 2009; Bekker & De Vries, 1992). Maaien heeft immers een direct ecologisch negatief effect voor fauna door het volledig wegnemen van de vegetatie.

Tabel 5. Voorstel van maaibeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

er wordt uitgegaan van een maaibreedte van 1,2m.

Bermtraject	Maairegime & -periode	Details
<u>Overal</u>	half mei	- veiligheidsmaaibeurt: 1 maaibreedte aanliggend aan jaagpad
<u>Rechteroever</u>		
Ringvaart - Durmen	2x maaien: begin juni & half september - kruin en talud waterzijde De populaties invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte voor en 1 maaibreedte na vangrail - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan
Durmen - Hansbekebrug	2x maaien: half mei/begin juli & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud - kruin waterzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens - kruin landzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes
Hansbekebrug - Bellebrug	2x maaien: half mei/begin juli & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud - kruin waterzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens - kruin landzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes
Bellebrug - café "den overzet"	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde vereist lokaal een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien waar geen struiken groeien: 1-4 maaibreedte(s) - lokaal is er een onverharde kruin die volledig mag worden gemaaid
landzijde stroomopwaarts Kerselaarstraat (lengte: 200m; breedte: tot 20m)	1x en 2x maaien: begin juli & half september - landzijde	- landzijde de helft maaien in juli - landzijde volledig maaien in september
Café "den overzet" - Aalterbrug	2x maaien: half mei/begin juli & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan talud - kruin waterzijde volledig maaien in september: 3-5 maaibreedtes - kruin landzijde de helft maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-5 maaibreedtes

Aalterbrug - monding Oude Vaart	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - onverharde kruin	langs de weg brug-noord (lengte: 1km) - kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes op de onverharde kruin (lengte: 1,4km) - 2-3 maaibreedtes
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1-3 maaibreedte(s) naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s)
Sint-Jorisbrug - Beernembrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte voor vangrail - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes (onduidelijk indien DVW er verantwoordelijk is voor het maaibeheer)
Beernembrug - keersluis	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte naast afrastering; overige delen 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde: 1-2 maaibreedte(s) - brede landzijde aan bebouwing te Gevaerts-Noord (lengte 300m): 10m breed traject volledig maaien
Keersluis - Leiemeersen Noord (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)	2x maaien: begin juli & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 6-7 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan
t.h.v. Leiemeersen Noord	1x maaien: half september - kruin waterzijde en kruin landzijde	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte; het maaibeheer gebeurt via Natuurpunt - kruin landzijde: 1 maaibreedte naast afrastering; het maaibeheer gebeurt via Natuurpunt
Leiemeersen Noord - Moerbruggebrug - Steenbruggebrug - Katelijnepoort	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - kruin landzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan

<u>Linkeroever</u>		
Ringvaart - Bierstalbrug	<p>2x maaien: half mei/begin juli & half september</p> <p>- kruin water- en landzijde</p> <p>1x maaien: half september</p> <p>- talud waterzijde</p> <p>De populaties invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt</p>	<p>- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud</p> <p>- kruin waterzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes</p> <p>- kruin landzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens</p> <p>- kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes</p> <p>- talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan</p>
Bierstalbrug - Lovendegembrug	<p>2x maaien: half mei/begin juli & half september</p> <p>- kruin water- en landzijde</p> <p>1x maaien: half september</p> <p>- talud waterzijde</p> <p>De populaties invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt</p>	<p>- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud</p> <p>- kruin waterzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes</p> <p>- kruin landzijde de helft maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens</p> <p>- kruin landzijde volledig maaien in september: 6-7 maaibreedtes</p> <p>- talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan</p>
Lovendegembrug - Durmenbrug	<p>2x maaien: half mei/begin juli & half september</p> <p>- kruin water- en landzijde</p> <p>1x maaien: half september</p> <p>- talud waterzijde</p> <p>De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt</p>	<p>- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud</p> <p>- kruin waterzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes</p> <p>- kruin landzijde de helft maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens</p> <p>- kruin landzijde volledig maaien in september: 6-7 maaibreedtes</p> <p>- talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan</p>
landzijde net stroomafwaarts Lovendegembrug (lengte: 100m; breedte: tot 20m)	<p>1x en 2x maaien: half mei & half september</p> <p>- kruin landzijde</p>	<p>- kruin landzijde de helft maaien in mei</p> <p>- kruin landzijde volledig maaien in september</p>
Durmenbrug - Durmen	<p>2x maaien: half mei/begin juli & half september</p> <p>- kruin water- en landzijde</p> <p>1x maaien: half september</p> <p>- talud waterzijde</p>	<p>- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud</p> <p>- kruin waterzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes</p> <p>- kruin landzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad</p> <p>- kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens</p> <p>- kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes</p> <p>- talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan</p> <p>Het maaibeheer langs het Afleidingskanaal van de Leie tussen Durmen en Schipdonkbrug (rechteroever) kan op dezelfde momenten (half mei en half september) gebeuren (Van Kerckvoorde & De Geest, 2017).</p>

Durmen - Hansbekebrug	2x maaien: half mei & half september - kruin water- en landzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde: 2-3 maaibreedtes naast afrastering - kruin landzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering
Hansbekebrug - Bellebrug	2x maaien: half mei/begin juli & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan talud - kruin waterzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde de helft maaien in mei: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde de (andere) helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan de DVW-eigendomsgrens - kruin landzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes
Bellebrug - Durmelaan	2x maaien: begin juli & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde voor de helft maaien in juli: 1-3 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 1-5 maaibreedtes - struiken aan eigendomsgrens terugzetten
Durmelaan - Aalterbrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - talud landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 1-2 maaibreedte(s) - talud landzijde gedeeltelijk maaien: 1-2 maaibreedte(s) onderaan - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan
Aalterbrug - monding Oude Vaart	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1-2 maaibreedte(s)
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 4-5 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - talud waterzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan
Sint-Jorisbrug - Monding Miseriebocht	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan

Monding Miseriebocht - Beernembrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin waterzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte naast vangrail
Beernembrug - keersluis	2x maaien: begin juli en half september - kruin water- en landzijde De populaties invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s) - kruin landzijde volledig maaien: 1-4 maaibreedte(s)
Keersluis - monding oude kanaalarm Gevaerts (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)	2x maaien: begin juli & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan
Monding oude kanaalarm Gevaerts - Moerbruggebrug	2x maaien: begin juli & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan
Moerbruggebrug - Steenbruggebrug	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - talud waterzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - kruin landzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan
Steenbruggebrug - Katelijnepoort	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde - talud waterzijde	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - kruin landzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s) - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan

<u>Oude kanaalarmen</u>		
Miseriebocht (LO)	2x maaien: begin juni & half september - kruin water- en landzijde De populaties invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1 maaibreedte
Gevaerts (LO en RO)	2x maaien: begin juli & half september - kruin water- en landzijde 1x maaien: half september - talud waterzijde De populatie invasieve duizendknoop niet meemaaien tijdens de reguliere maaibeurt	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien in september: 1 maaibreedte bovenaan

5.1.1.1.2 Aandachtspunten bij uitvoeren van het maaibeheer

Weghalen van het maaisel

Het zorgvuldig verwijderen van het maaisel is cruciaal en essentieel bij een ecologisch maaibeheer. Bij de maaibeurten in 2018 langs het Kanaal Gent-Brugge is vastgesteld dat het maaisel niet overal werd weggehaald (foto 7). Het opvolgen van de correcte uitvoering van het maaibeheer verdient absolute prioriteit. Wanneer de aannemer het maaisel niet voldoende weghaalt dient dit te worden aangegeven en alsnog te worden opgeruimd. Immers, zelfs een korte periode waarbij het maaisel onvoldoende wordt verwijderd kan de inspanning volledig teniet doen van vele jaren correct uitgevoerd ecologisch bermbeheer (Sykora et al., 1993).

Niet-verwijderd maaisel heeft rechtstreeks en onrechtstreeks een ongunstige invloed op de aanwezige vegetatie. Zo zorgt niet-verwijderd maaisel rechtstreeks voor lichtgebrek van de onderliggende vegetatie waardoor fotosynthese wordt verhinderd en er een verhoogde kans voor ziekte of mortaliteit van de planten ontstaat (Parr & Way, 1988). Ook kieming en overleving van zaailingen is onder maaisel zo goed als uitgesloten. Onrechtstreeks heeft niet-verwijderd maaisel een aanrijkend effect op de bodem omdat de voedingsstoffen aangevoerd via de atmosferische depositie (de atmosferische stikstofdepositie in 2013 in Vlaanderen bedroeg 23,9 kg N/ha/jaar, zie: <http://www.milieurapport.be/nl/feitencijfers/milieuthemas/vermesting/vermestende-depositie/stikstofdepositie>) niet worden afgevoerd. Het maaisel zal afbreken waardoor de voedingsstoffen terug worden vrijgegeven aan de bodem. Het terug vrijstellen van voedingsstoffen uit maaisel is bovendien een snel verlopend proces. Schaffers et al. (1998) bepaalden de vrijstelling van stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) in maaisel van onder andere glanshavergraslanden. Uit hun onderzoek bleek dat na 1 week reeds 29,0% van de K-fractie, 22,9% van de P-fractie en 11,2% van de N-fractie was uitgeloozd. Na 2 weken was de uitgeloozd K-, P- en N-fractie al opgelopen tot respectievelijk 48,8%, 32,0% en 17,5%. Deze onderzoeksresultaten tonen aan dat niet enkel het verwijderen van het maaisel essentieel is om een efficiënt beheer uit te oefenen maar dat dit bovendien best zo snel mogelijk gebeurt.

Finaal leidt het laten liggen van maaisel tot het ontwikkelen of in stand houden van soortenarme vegetaties gedomineerd door productieve grassen en kruiden (Parr & Way, 1988; Sykora et al., 2002) zoals kweek, kropbaar of grote brandnetel. Het is dan ook noodzakelijk om het maaisel binnen 1 of 2 weken na het maaien te verwijderen (Schaffers et al., 1998; Sykora et al., 2002). Ook het Bermbesluit stelt dat het maaisel binnen de 10 dagen moet worden verwijderd.

Voor vegetatie en fauna is het gunstig om het maaisel een paar dagen te laten liggen. Immers, wanneer het maaisel een paar dagen blijft liggen kunnen zaden narijpen en op de bodem vallen en kan fauna die de maaibeurt overleefd hebben een veilig plekje zoeken. Bovendien zal het gewicht en het volume van de biomassa dat moet worden afgevoerd sterk verminderen. Wanneer gemaaid wordt met klepelmaaiers is er geen meerwaarde om het sterk versnipperd maaisel te laten liggen. Er treedt immers snel uitloging van voedingsstoffen op en het versnipperd maaisel is moeilijk weg te halen in een volgende werkgang.

Foto 7. Gemaaide bermtrajecten op de rechteroever tegenover de Durmenlaan in Aalter (foto linksboven), op de linkeroever net stroomopwaarts Knesselarebrug (foto rechtsboven), op de rechteroever te Gevaerts-Noord (foto linksonder) en op de linkeroever nabij Moerbruggebrug (foto rechtsonder). Te Aalter en Knesselare werd het maaisel aanliggend aan het jaagpad weggehaald terwijl verder van het jaagpad dit niet gebeurde.

Maaimachines

Klepelmaaiers dienen zoveel mogelijk te worden vermeden omwille van een sterke schade aan de vegetatie en de versnippering van het maaisel. Bovendien hebben klepelmaaiers een aanzienlijke directe impact (beschadigen van organismen) op vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al., 2009; Wallis De Vries, 1998). Klepelmaaiers zijn wel heel robuust, zodat er niet direct schade optreedt wanneer de machines bij het maaien in contact komen met zwerfvuil of stenen. Bij het aanwenden van klepelmaaiers (zonder opzuigcombinatie) kan het (sterk versnipperd) maaisel moeilijk voldoende worden afgevoerd in een volgende werkgang.

Met een schijvenmaaier, trommelmaaier of maaibalk treedt er een geringere verstoring van de vegetatie op (de vegetatie wordt in één snede afgemaaid) ten opzichte van een klepelmaaier. Tevens is er een minder grote negatieve invloed op vegetatiebewonende ongewervelden bij het aanwenden van dergelijke toestellen in vergelijking met klepelmaaiers (Humbert et al., 2009). Bij gebruik van schijvenmaaier, trommelmaaier of maaibalk verkleint het maaisel niet (LNE, 2011; Leo & Spijker, 1994; Zwaenepoel, 1998) zodat dit maaisel in een volgende werkgang voldoende kan worden weggehaald.

Het maaisel kan worden weggehaald door maaiofzuigcombinaties aan te wenden, waarbij in één werkgang wordt gemaaid en het maaisel direct wordt afgevoerd. Echter klepelmaaiofzuigcombinaties kennen, zoals klepelmaaiers zonder opzuiging, een aanzienlijke impact op vegetatie en vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al., 2009; Wallis De Vries, 1998). Ook het wegzuigen van plantenzaden en fauna-elementen is ecologisch nadelig. Schijvenmaaiers in combinatie met opzuigsystemen hebben ecologische voordelen ten opzichte van klepelmaaiers met opzuigcombinatie omwille van de geringere verstoring en het minder krachtig opzuigstelsel. Het maaisel wordt immers door twee in tegenovergestelde richting draaiende schijven mechanisch naar het middengedeelte van de maaimachine gebracht. Hierdoor worden plantenzaden en ongewervelden gespaard (Zwaenepoel, 1998).

Maaihogte

De best werkbare maaihogte is 5-10 cm (Zwaenepoel, 1998; Humbert et al., 2009; ANB, 2006). Te diep maaien zorgt voor ernstige schade aan de planten en de grondfauna. Tevens kan de graszode volledig worden vernield waardoor open bodem ontstaat. Dit kan de vestiging en ontwikkeling van niet-gewenste pioniersoorten (bv. akkerdistel) stimuleren. Anderzijds ontstaan door lichte schade aan de zode (kleine) open plekken die kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor plantensoorten bieden in gesloten graslanden (Hellström et al., 2009). De maaihogte hoger instellen, hypothekeert de doelstelling van het beheer (het afvoeren van biomassa om verschraling te realiseren). Immers, 46% van de bovengrondse biomassa van glanshaver bevindt zich in de onderste 12 cm (Zwaenepoel, 1998). Bij een hogere maaihogte wordt een groot deel van de bovengrondse biomassa bijgevolg niet afgemaaid noch afgevoerd, wat niet gewenst is.

Overige aandachtspunten

Bij het gebruik van klepelmaaiers dienen de klepels steeds voldoende scherp te zijn. Hierdoor worden de plantenstengels afgesneden in plaats van afgerukt. Regelmatig scherpen wordt best opgelegd in het bestek. Op het terrein kan dit gemakkelijk worden gecontroleerd aan het maaieresultaat.

Bodemschade door diepe bandensporen en bodemverdichting dienen te worden vermeden. Door een lange maaibalk te gebruiken kan (een groot deel van) de berm worden gemaaid vanaf het verhard jaagpad. Wanneer toch van het verharde jaagpad moet worden afgeweken is het gebruik van brede lagedrukbanden of dubbele banden aan te bevelen. Aangepaste banden zijn ook wenselijk voor machines die eventueel hooibalen komen ophalen. De aanwezigheid van diepe bandensporen in de berm zijn een gemakkelijke meetfactor om het werk van de aannemer te beoordelen.

Wanneer maaimachines te dicht langs bomen gaan kan er schade worden veroorzaakt, bv. aan de stamvoet. Het valt aan te raden om dit zo veel als mogelijk te vermijden.

5.1.1.3 Graasbeheer

Graasbeheer impliceert het (plaatselijk) kort houden van de vegetatie door vee.

Het Kanaal Gent-Brugge ligt lokaal diep ingesneden in het landschap, vooral tussen Bellem- en Beernembrug. Hierdoor komen er relatief brede taluds voor. Het maaien van de taluds is er minder evident. Graasbeheer kan hier worden overwogen als beheermaatregel.

Onder een graasbeheer vormen een gras-kruidenmix of bloemrijk grasland (zoals glanshavergrasland of struisgrasgrasland) doelvegetaties. Een bijzondere vorm van een gras-kruidenmix welke tot ontwikkeling kan komen onder graasbeheer is een kamgrasland, een graslandvegetatie waarbij kamgras of veldgerst abundant (meer 5% bedekkend) voorkomen.

Het toepassen van graasbeheer kent een aantal beperkingen. Zo is er in Vlaanderen een hoge atmosferische stikstofdepositie. Er zijn dan ook maatregelen wenselijk om deze constante input van stikstof weg te werken. Graasbeheer als enige beheervorm is veelal minder ideaal om voedingsstoffen te verwijderen (Bakker, 1989). Integendeel, er treedt een snellere mineralisatie op van het organisch materiaal doordat moeilijk afbreekbaar plantaardig materiaal wordt omgezet in eenvoudiger afbreekbare mest en urine (Elbersen et al., 2003; Van Uytvanck et al., 2012). Hierdoor is graasbeheer minder geschikt als omvormingsbeheer van een verarmd of vervuigd grasland naar een ecologisch waardevol soortenrijk grasland. Bij een ecologisch uitgevoerd maaibeheer vindt er wel afvoer van nutriënten plaats (Schaffers et al., 1998). Het toepassen van een maaibeheer (Van Uytvanck et al., 2012) kan worden overwogen als tussenoplossing. Dit houdt in dat vegetaties in het voorjaar worden gemaaid en dat er later in het seizoen nabegrazing met vee optreedt.

5.1.1.3.1 Voorstel van graasbeheer

Voorstellen voor graasbeheer worden per bermtraject aangegeven voor de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge in tabel 6. De beheervoorstellen sluiten aan bij vroegere voorstellen in Van Kerckvoorde & De Geest (2015).

Extensieve begrazing (met lage veedichtheden, 1 grootvee-eenheid (GVE) per ha) op grotere trajecten kan zorgen voor een grote structuurvariatie doordat een mozaïek ontstaat van kort begraasde delen, hogere ruigere plekken en struwelen. Dergelijke structuurvariatie heeft een belangrijke faunistische meerwaarde. Met stootbegrazing in een rotatiesysteem wordt gedurende een korte periode een dijktraject intensief begraasd (tot de vegetatie kort is gegeten, kan 2-3 keer gebeuren in het groeiseizoen) gevolgd door 4-8 weken rust om bloei en zaadvorming toe te laten. Dergelijk beheer kan gebeuren door de dijk te verdelen in compartimenten. Langs het Kanaal Gent-Brugge wordt momenteel stootbegrazing toegepast op de linkeroever tussen de monding van de Oude Vaart en Sint-Jorisbrug (Foto 8).

Foto 8. Een mozaïek van grazige vegetatie en struweel (gaspeldoorn) op de taluds van de rechteroever net stroomopwaarts Knesselarebrug.

Gezien de relatief beperkte oppervlakte van de kanaalbermen is seizoensbegrazing te verkiezen boven jaarrondbegrazing. Bij een seizoensbegrazing wordt de vegetatie enkel gedurende het groeiseizoen begraasd.

5.1.1.3.2 Voedselvoorkeur en graasgedrag

Schape zijn selectieve grazers met een voorkeur voor niet-grassen, knoppen, bloemen of jonge scheuten (Rook et al., 2004). Dikwijls worden de doelsoorten graag gegeten. Zonder sturing van de begrazing en het inbouwen van een rustperiode bestaat dan ook de kans dat de doelsoorten niet kunnen uitbreiden. Schape prefereren tevens een korte vegetatie. Wanneer schape worden ingeschaard in een hoge vegetatie zullen ze de vegetatie grotendeels platlopen en niet meer begrazen met strooiselvorming en verruiging van de vegetatie als gevolg. Vandevoorde et al. (2019) adviseren dan ook om schape in te scharen in vegetaties met een maximale vegetatiehoogte van 50 cm (kniehoog).

Het is dan ook wenselijk om schapebegrazing vroeg in het groeiseizoen (april) te starten zodat de vegetatie efficiënt kan worden kort gegeten. Bij bermtrajecten met waardevolle voorjaarsoorten (bv. ratelaarsoorten) dient te worden nagegaan dat zaadvorming bij deze soorten kan doorgaan. Vanaf half mei tot juli wordt een rustperiode voorgesteld om plantensoorten de kans te geven om te bloeien en zaden te vormen. Vanaf augustus kan terug schapebegrazing worden ingesteld. Het doel is dat de vegetatie kort de winter ingaat. Een sterke sturing kan gebeuren door het bermtraject in verschillende compartimenten in te delen. De vegetatie van een compartiment wordt via een korte, intense begrazing afgegeten waarna de dieren worden doorgeschoven naar een ander compartiment en dit tot de volledige berm is begraasd.

Uit ervaringen langs de Zeeschelde blijkt dat schape grote brandnetel niet of slechts in beperkte mate afgrazen. 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. Het kan dan ook wenselijk zijn om haarden van grote brandnetel plekgewijs te maaien bij trajecten onder schapebegrazing (Vandevoorde et al., 2019).

Runderen grazen minder selectief (Cosyns & Hoffmann, 2004; Rook et al., 2004) waardoor de dieren later in het groeiseizoen kunnen worden ingeschaard (half mei) en het instellen van een rustperiode minder van belang is.

Echter, door hun hoger gewicht kunnen ze meer schade toebrengen aan de graszode vooral op steilere taluds (Crofts & Jefferson, 1999). Het inzetten van jongvee (tot 18 maanden oud) kan deze negatieve gevolgen gedeeltelijk verhelpen.

Paarden of paardachtigen in het algemeen vertonen latrinegedrag wat betekent dat ze op vaste plaatsen hun mest deponeren. Deze plekken mijden ze om te grazen. Bijgevolg treedt er lokaal bodemverrijking en verruiging van de vegetatie op.

5.1.2 Beheer van houtige vegetatie

5.1.2.1 Oeverstruwelen

Lokaal groeien langs de oeverlijn struweelvegetaties (voornamelijk wilgen). Wilgenstruwelen hebben een ecologisch belang als nest-, foerageer- en schuilgelegenheid, zijn gunstig voor insectenpopulaties en vormen een landschappelijke meerwaarde. Wilgenstruwelen zijn, op Vlaams niveau, dan ook een regionaal belangrijk biotoop en genieten omwille van zeldzaamheid een bescherming, onder meer via de regelgeving rond het verbod op vegetatiewijziging (aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009).

Een wilgenbegroeiing aan de oever zorgt voor een hogere weerstand tegen erosie en afschuiving (via de wortels) en voor een reductie van golfhoogten en stroomsnelheden (via de stammen; CUR, 1999). Wilgenstruwelen kunnen periodiek worden afgezet om windworp te beletten, scheepvaartactiviteiten niet te hinderen, omwille van oeverstabiliteit (het mogelijk maken van visuele oevercontroles) en om de waterafvoer niet te hinderen (het beletten dat dikke takken in de waterweg of sluizen terecht komen).

Een voorstel van beheer voor deze struwelen is hakhoutbeheer met een omlooptijd van 6 jaar en in trajecten van 500 m. Hakhoutbeheer betekent het periodiek afzetten van houtige vegetatie dicht bij de grond. Een omlooptijd van 6 jaar is tevens in recente beheerplannen voorgesteld zoals langs de Leie (Arcadis, 2017), Zeeschelde (Vandevoorde et al., 2019), Dender (Landmax, 2015) en de Bovenschelde (Landmax, 2014).

Wanneer wilgenstruwelen worden afgezet zijn volgende maatregelen aangewezen:

- Het afzetten van de struwelen gebeurt preferentieel vanaf november tot en met februari.
- Het hakhout wordt afgezet minimaal 10cm en maximaal 20cm boven het maaiveld.
- Wanneer (wilgen)struweel voorkomt naast een populatie invasieve duizendknoop wordt dit best niet lager afgezet dan 1,5-2m boven het maaiveld, om hieropvolgende uitbreiding van de invasieve duizendknoop te voorkomen.
- Indien al een knot gevormd is, dan worden de takken best op zo'n 5cm boven de knot verwijderd. De meeste slapende knoppen waaruit nieuwe takken zullen spruiten bevinden zich immers in het onderste deel van de tak.
- Het afzetten van de struwelen wordt zodanig uitgevoerd dat een glad en egaal wondvlak ontstaat. Pneumatische knipscharen en klepelmaaiers zorgen voor een aanzienlijke beschadiging waardoor kans op inrotting bestaat. Het is dan ook wenselijk om de definitieve snede te maken met een zaag.
- Het kaphout dient te worden verwijderd en afgevoerd, ook indien het hout al dan niet verhakseld wordt. Het hakselhout laten liggen veroorzaakt voedselaanrijking en verruiging van de vegetatie.
- Bodemverdichting en -verstoring dienen te worden voorkomen. Het kapot rijden van bermen en taluds is niet toegestaan.
- Behandeling van de struwelen met bestrijdingsmiddelen is niet wenselijk.
- Bemesting van de struwelen is niet wenselijk.

Tabel 6. Voorstel van graasbeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

Bermtraject	Talud en/of kruin	Details
<u>Rechteroever</u>		
Ringvaart - Durmen		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Durmen - Hansbekebrug	Talud waterzijde	Het talud van het volledig traject wordt momenteel begraasd via landbouwers. Voor de populatie invasieve duizendknoop is een aanvullend maaibeheer wenselijk zodat scheutverjonging wordt gestimuleerd. Jonge scheuten worden gegeten door begrazers waardoor de invasieve duizendknoop wordt onderdrukt.
Hansbekebrug - Bellebrug	Talud waterzijde	Het talud van nagenoeg het volledig traject wordt begraasd via landbouwers.
Bellebrug - café "den overzet"	Talud en kruin waterzijde	Het talud en de kruin tussen Bellebrug en 1,2km stroomafwaarts Bellebrug wordt begraasd via Natuurpunt. Een graasbeheer verder stroomafwaarts kan worden overwogen.
Café "den overzet" - Aalterbrug	Talud en kruin waterzijde	Een graasbeheer kan worden overwogen.
Aalterbrug - monding Oude Vaart	Talud en kruin waterzijde	Het bermtraject tussen 1300m stroomafwaarts Aalterbrug tot de monding van de Oude Vaart wordt begraasd via Natuurpunt. Een graasbeheer richting Aalterbrug kan worden overwogen.
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	Talud en kruin waterzijde	Het talud en de kruin van het volledig traject wordt begraasd via Natuurpunt.
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	Talud en kruin waterzijde	Het talud en de kruin van het volledig traject wordt begraasd via Natuurpunt.
Sint-Jorisbrug - Beernembrug	Talud waterzijde	Een graasbeheer van het talud valt aan te bevelen.
Beernembrug - keersluis	Talud en kruin waterzijde	Een groot deel van dit bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Keersluis - Leiemeersen Noord (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)		Een graasbeheer is niet wenselijk.

t.h.v. Leiemeersen Noord		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Leiemeersen Noord - Moerbruggebrug - Steenbruggebrug – Katelijnepoort		Een graasbeheer is niet wenselijk.
<u>Linkeroever</u>		
Ringvaart - Bierstalbrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Bierstalbrug - Lovendegembrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Lovendegembrug - Durmenbrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Durmenbrug - Durmen		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Durmen - Hansbekebrug	Talud waterzijde	Het talud van het volledig traject wordt begraasd via landbouwers.
Hansbekebrug - Bellebrug	Talud waterzijde	Het talud van nagenoeg het volledig traject wordt grotendeels begraasd via landbouwers.
Bellebrug - Durmelaan	Talud waterzijde	Een graasbeheer kan worden overwogen.
Durmelaan - Aalterbrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Aalterbrug - monding Oude Vaart	Talud en kruin waterzijde	Het talud en de kruin van nagenoeg het volledig traject wordt begraasd via Natuurpunt.
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	Talud waterzijde	Een graasbeheer kan worden overwogen.
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	Talud waterzijde	Een graasbeheer kan worden overwogen.
Sint-Jorisbrug - slibstort	Talud waterzijde	Tussen Sint-Jorisbrug en 200m stroomafwaarts Sint-Jorisbrug kan een graasbeheer worden overwogen.
Bermen slibstort	Taluds	Een graasbeheer kan worden overwogen.
Monding Miseriebocht - Beernembrug	Talud waterzijde	Een graasbeheer kan worden overwogen.

Beernembrug - keersluis	Talud en kruin waterzijde Kruin landzijde	Voor de brede zone net stroomafwaarts Beernembrug en de bermen ter hoogte van de Fortsite kan een graasbeheer worden overwogen.
Keersluis - monding oude kanaalarm Gevaerts (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Monding oude kanaalarm Gevaerts - Moerbruggebrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Moerbruggebrug - Steenbruggebrug		Een graasbeheer is niet wenselijk.
Steenbruggebrug - Katelijnepoort		Een graasbeheer is niet wenselijk.
<u>Oude kanaalarmen</u>		
Miseriebocht (LO en RO)	Talud waterzijde	Een groot deel van dit bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt. Voor de populatie invasieve duizendknoop is een aanvullend maaibeheer wenselijk zodat scheutverjonging wordt gestimuleerd. Jonge scheuten worden gegeten door begrazers waardoor de invasieve duizendknoop wordt onderdrukt.
Gevaerts (LO en RO)		Een graasbeheer is niet wenselijk.

5.1.2.2 *Omvormingsbeheer bij verboste trajecten*

Trajecten met een nietsdoenbeheer kennen een sterke verbossing. Bomen en struiken zorgen voor een stabiliserende invloed van de bodem en bieden dus een bescherming tegen erosie (CUR, 1999). Anderzijds kunnen bomen een aantal risico's met zich meebrengen. Zo zorgt hun gewicht voor een extra belasting op de berm. Als een boom omvalt (windworp) ontstaat een ontgrondingskuil die een direct versturende en destabiliserende impact heeft op de berm. 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). Ook bemoeilijken bomen en struiken de inspecteerbaarheid van bermen (Vandevoorde et al., 2019).

Op verboste trajecten kan een omvormingsbeheer worden overwogen. De omvorming van bomen en struiken houdt het kappen of blijvend verwijderen van deze houtige gewassen in. Best wordt pleksgewijs en cyclisch gekapt in plaats van een volledig traject tegelijkertijd te kappen. Het afzagen van de bovengrondse delen wordt best gecombineerd met uitfrezen of zelfs verwijderen van de wortelstronken. Anders is de kans groot dat ze opnieuw uitschieten of weggroten. Bij het weggroten van de wortelstronken zullen laagtes of onstabiele zones ontstaan. Eventueel verhakselde hout dient te worden verwijderd omdat er anders teveel verruiging plaats vindt. Ecologisch waardevolle struwelen (gaspeldoorn, brem, éénstijlige meidoorn, sleedoorn, gladde iep of verschillende soorten rozen) worden best gespaard bij het omvormingsbeheer. Om conflicten met broedvogels te voorkomen wordt best niet gekapt na 15 maart en voor 15 juli. Voor vleermuizen ligt de minst ongunstige periode om kapwerken te verrichten tussen half september en half oktober.

Het valt aan te raden om een streefvegetatie voor een verbost traject te bepalen om op die manier een beheervorm in te stellen. Is soortenrijk grasland een doel dan zal best een maaibeheer worden ingesteld. Een mozaïek van kruid- en struikvegetaties als streefdoel kan worden in stand gehouden door graasbeheer. Indien struiken een streefdoel zijn dan is een periodiek kapbeheer wenselijk.

5.1.2.3 *Overige struwelen*

Indien er geen problemen zijn voor de oevers, weggebruikers of aangelanden kunnen houtige vegetaties best ongemoeid worden gelaten gezien hun ecologische en landschappelijke waarde. Voor struwelen aan de landzijde van de berm kan eventueel onderhoud gebeuren door gefaseerd kapbeheer met een omlooptijd van 12 jaar.

De ecologisch waardevolle struwelen langs het Kanaal Gent-Brugge met gaspeldoorn, brem, éénstijlige meidoorn, sleedoorn, gladde iep of verschillende soorten rozen worden best zoveel mogelijk ongemoeid te laten.

5.2 **Plasberm**

5.2.1 **Beheer van rietvegetatie**

Voor de instandhouding van rietvegetaties en de verbonden fauna is een gefaseerd maaibeheer in de winterperiode (tussen november tot en met februari) aangewezen. Bij gefaseerd maaibeheer wordt niet alle vegetatie tegelijkertijd gemaaid. Op die manier blijft overjarig riet steeds in de plasberm aanwezig, wat van belang is als broedbiotoop, overwinteringsgebied, schuil- of foerageerplaats. Voor riet is een maaibeheer om de 3 jaar aangewezen (Claus & Janssens, 1994; ter Heerdt, 2010). Voor het maaien van riet wordt best een maaibalk of -korf aangewend (Claus & Janssens, 1994). Het maaisel dient te worden weggehaald om voedselaanrijking tegen te gaan.

In de plasberm treedt sterke sedimentatie op bij rietvegetaties. Om slib en strooisel tussen de rietstoppels te verwijderen kan riet worden uitgekrabd na het maaien (conform de code van goede natuurpraktijk voor waterlopen goedgekeurd door de Vlaamse Regering op 10 juli 2015).

Wanneer geen beheer wordt toegepast zal verlanding met verruiging (met bv. grote brandnetel, braam, kleeftkruid of haagwinde) en verbossing (met bv. wilgen) optreden (Vandenbussche et al., 2002).

5.2.3 Beheer van soortenrijke natte ruigtes

Een soortenrijke natte ruigte met bv. moerasspirea, grote kattenstaart, harig wilgenroosje, echte valeriaan, kattenstaart, koninginnenkruid en gewone engelwortel kan een natuurdoel vormen in plasbermen. Dergelijke natte ruigte wordt in stand gehouden of verder ontwikkeld door een maaibeurt in september/oktober om de twee tot drie jaar. Ook hier is het wenselijk om gefaseerd te maaien.

5.2.4 Beheer van de wilgenvegetatie

Voor de wilgenvegetatie in de plasbermen (zowel op de vooroever als op de eigenlijke kanaaloever) wordt een gefaseerd kapbeheer voorgesteld met een omlooptijd van 6 jaar en in trajecten van zo'n 350m (Figuur 21).

Figuur 21. Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor de struiken van de plasberm te Beernem.

5.2.5 Baggeren

Sommige trajecten van de plasberm te Beernem zijn ondiep en verland. Baggeren van de plasberm kan dan ook worden overwogen. Op die manier wordt de natuurlijke verlandingsprocessen teruggedrongen en wordt de wateruitwisseling tussen de plasberm en de eigenlijke waterweg bevorderd.

Het is bijzonder verstorend voor waterbewonende organismen om te baggeren over de ganse lengte en over de volledige breedte van de plasberm. Hierdoor verdwijnen immers de oever- en watervegetaties, ook aan de randen, welke dienst doen als habitat, bescherm- of foerageerzone. Het herstellen van dergelijke vegetaties heeft bovendien tijd nodig. Het is dan ook wenselijk om wat randvegetatie te vrijwaren en om gefaseerd te baggeren. De waterbewonende organismen kunnen zodoende uitwijken naar ongestoorde delen. Door te baggeren in de richting van de (in-/uitstroom)openingen, is er steeds een vluchtweg naar de diepere vaargeul toe (Vermeersch et al., 2017). Het baggeren gebeurt bij voorkeur in het winterhalfjaar (van november tot februari). Het gebruik van methoden die de bagger opzuigen geeft het minst opgewoeld slib in het water (Huybrechts et al., 2007). Een aandachtspunt is tevens om de aanliggende berm zo min mogelijk te verstoren en er ook geen baggerspecie te storten.

5.4 Beheer van zeer invasieve exoten

Invasieve exoten kunnen zich massaal verbreiden in de omgeving en zodoende een bedreiging vormen voor de inheemse biodiversiteit. Voor België werd door het Belgian Forum on Invasive Species (BFIS, <http://ias.biodiversity.be>) een systeem uitgewerkt om te bepalen in welke mate een soort invasief is: het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment; http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf). Dit protocol berekent voor alle soorten een ecologische impactscore door ze te beoordelen 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 ecologische impactscore wordt gecombineerd met hun huidige verspreiding in België en leidt zo tot een classificatie. 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, naargelang de verspreiding in België: 1: geïsoleerd, 2: beperkt, 3: wijdverspreid; tabel 7). Soorten met een middelmatige totale impactscore komen op een bewakingslijst (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").

Tabel 7. Zeer invasieve plantensoorten van terrestrische en zoetwater biotopen in België op basis van het ISEIA-protocol (Branquart, 2018). Soorten aangetroffen langs het Kanaal Gent-Brugge zijn grijs-gearceerd.

Nederlandse naam	voorkomen in België	biotoop
aardpeer	wijd verspreid	terrestrisch
Amerikaanse vogelkers	wijd verspreid	terrestrisch
Boheemse duizendknoop	beperkt	terrestrisch
Canadese guldenroede	wijd verspreid	terrestrisch
Canadese kornoelje	beperkt	terrestrisch
Canadese waterpest	wijd verspreid	zoetwater
Douglasspirea	beperkt	terrestrisch
egeria	geïsoleerd	zoetwater
gele maskerbloem	beperkt	terrestrisch
grote waternavel	beperkt	zoetwater
hemelboom	beperkt	terrestrisch
hottentotvijg	nog niet invasief in België	terrestrisch
Japanse duizendknoop	wijd verspreid	terrestrisch
kleine Waterteunisbloem	geïsoleerd	zoetwater
late guldenroede	wijd verspreid	terrestrisch
mahonia	beperkt	terrestrisch
ongelijkbladig vederkruid	geïsoleerd	zoetwater
parelvederkruid	beperkt	zoetwater
Pontische rododendron	beperkt	terrestrisch
reuzenbalsemien	wijd verspreid	terrestrisch
reuzenbereklaauw	wijd verspreid	terrestrisch
rimpelroos	wijd verspreid	terrestrisch
Sachalinse duizendknoop	beperkt	terrestrisch
smalle aster	beperkt	terrestrisch
smalle waterpest	wijd verspreid	zoetwater
struikaster	geïsoleerd	terrestrisch
verspreidbladige waterpest	geïsoleerd	zoetwater
vlakke dwergmispel	beperkt	terrestrisch
watercrassula	geïsoleerd	zoetwater
waterteunisbloem	beperkt	zoetwater
wilgaster	beperkt	terrestrisch
witte spirea	beperkt	terrestrisch

5.4.1 Japanse en Boheemse duizendknoop

Japanse duizendknoop komt vooral voor op de linkeroever net stroomop- en stroomafwaarts Sint-Jorisbrug. Overige groeiplaatsen zijn beperkt in grootte en komen voor net stroomopwaarts Steenbruggebrug, te Gevaerts, net stroomop- en stroomafwaarts Durmen en tussen de Ringvaart en Durmen (Foto 1).

Eenmaal gevestigd is Japanse en Boheemse duizendknoop één van de moeilijkst te bestrijden invasieve exoten. Zie ook: <https://www.ecopedia.be/planten/japanse-duizendknoop-sachalinse-duizendknoop-en-boheemse-duizendknoop>. Laagfrequent maaien (twee maal per groeiseizoen) werkt de uitbreiding in de hand omdat wortelstok- en stengelfragmenten zich kunnen verspreiden (ANB, 2014) of doordat planten erop reageren door laterale uitbreiding.

Gepaste beheermaatregelen van gevestigde populaties hangen af van de populatiegrootte. Als uitroeien geen realistische optie meer is, omdat de populatie te omvangrijk of moeilijk bereikbaar is, komt de doelstelling indijken in beeld. Vandevoorde et al. (2019) en Thoonen & Willems (2018) adviseren voor grote populaties ($\geq 20 \text{ m}^2$) beheermaatregelen die gericht zijn op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Bij kleine populaties ($< 20 \text{ m}^2$) wordt een omvormingsbeheer voorgesteld.

5.4.1.1 Beheermaatregelen gericht op voorkomen van uitbreiding en verspreiding

Het voorkomen van uitbreiding en verspreiding van Japanse en Boheemse duizendknoop kan via nulbeheer, grasbeheer of via het aanplanten van een struikengordel rond de populatie.

Bij nulbeheer wordt een populatie van invasieve duizendknoop bewust gespaard van elke vorm van beheer of verstoring (inclusief kappingen). Hoe minder ze verstoord worden, hoe minder duizendknoop gestimuleerd wordt om ondergrondse uitlopers te vormen en bijgevolg hoe trager de uitbreiding. Daarnaast wordt het risico op verspreiding van wortelstokdelen of onderste delen van stengels door beheeringrepen opgeheven (Thoonen & Willems, 2018). Bij recent uitgewerkte bermbeheerplannen langs waterwegen (bv. Dender uitgewerkt door Landmax, 2016) wordt een nulbeheer voor Japanse duizendknoop aanbevolen. Ook langs de gewestwegen in beheer door het Agentschap Wegen en Verkeer wordt nulbeheer toegepast bij populaties Japanse duizendknoop, tenzij verkeersveiligheid in het gedrang komt.

Bij hinder van het jaagpad door overhangende stengels of omwille van veiligheidsredenen kan worden gemaaid voorafgaand aan de reguliere maaibeurt. Populaties van invasieve duizendknoop op bermen kunnen duidelijk worden gemarkeerd (met palen en lint) zodat ze niet worden gemaaid tijdens de reguliere maaibeurt. Best wordt voor elke geplande maaibeurt gecontroleerd of de afbakening nog intact is en of deze niet moet worden aangepast in functie van de uitbreiding van de populatie. Het klepelen van duizendknoopharden werkt de verspreiding in de hand. Het versnipperd de planten en kan bodemverstoring veroorzaken als de maaier niet mooi parallel staat t.o.v. het grondoppervlak. Wortelstokfragmenten en onderste stengeldelen worden weggeslingerd of meegenomen en komen elders terecht waar ze kunnen uitgroeien tot een nieuwe plant. Bij inzet van een maaibalk, schijvenmaaier of trommelmaaier wordt de vegetatie in één snede afgemaaid en versnipperd het maaisel niet. Deze vormen van machinaal maaien zijn wellicht veiliger dan het gebruik van klepelmaaiers. Maaien op een bepaalde afstand boven het grondoppervlak is minder risicovol, omdat geen wortelstokken of onderste stengeldelen worden afgemaaid. Na de maaierwerken dient het gebruikte materiaal en/of de machines geïnspecteerd en vrijgemaakt te worden van plantenfragmenten. Compostering door een gecertificeerd bedrijf, alsook vergisting of verbranding van groenafval voor energieopwekking gebeurt bij voldoende hoge temperaturen om verspreiding na verwerking te voorkomen. Daarnaast moet verzekerd worden dat besmettelijke plantendelen niet in de waterloop terecht komen en meegesleurd worden met het water (Thoonen & Willems, 2018).

Zowel runderen, geiten, paarden als schapen eten bladeren en jonge scheuten van Japanse duizendknoop. Onder jaarrondbegrazing of seizoensbegrazing (start vroege voorjaar t.e.m. september) blijft Japanse duizendknoop over het algemeen aanwezig, maar met lagere densiteiten. Als gevolg kunnen inheemse soorten zich vestigen in populaties van Japanse duizendknoop. Om de invasieve duizendknoop te onderdrukken, is het belangrijk dat de begrazing op lange termijn wordt volgehouden. Wanneer de planten te hoog uitgegroeid zijn en niet gegeten worden (verhoutte stengels), is een maaibeurt om verjonging van de scheuten te stimuleren, aangewezen. Het, tijdelijk, verhogen van de graasdruk kan aangewezen zijn om de dominantie te doorbreken (Thoonen & Willems, 2018).

Door rond de populatie Japanse duizendknoop een gordel van struiken aan te planten kan de laterale expansie een halt worden toegevoerd omdat de soort schaduwintolerant is. Ook het vlakdekkend beplanten van een terrein met bomen en/of struiken maakt een gebied weerbaarder tegen invasieve duizendknopen. Best wordt gekozen voor struiken die snel groeien en een gesloten bladerdek. Smalbladige wilgensoorten zoals grauwe wilg (*Salix cinerea*), Duitse dot (*Salix dasyclados*), katwilg (*Salix viminalis*), bittere wilg (*Salix purpurea*) of amandelwilg (*Salix triandra*) of andere hoog en dicht uitgroeiende soorten kunnen ingeplant worden. Het aangeraden plantverband is 30-50 cm in elke richting. Om te verzekeren dat de lichtminnende wilgen hoger kunnen uitgroeien dan de invasieve duizendknoop, worden de stekken geplant in de winter en worden de duizendknoopstengels omver geduwd (niet geknakt om nieuwe scheutvorming te verhinderen) in de zomer totdat de wilgen de overhand krijgen. Ook het inplanten van schaduwminnende soorten als haagbeuk (*Carpinus betulus*), hazelaar (*Corylus avellana*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) of zwarte els (*Alnus glutinosa*) kan helpen bij het indijken van invasieve duizendknoop, maar dit werd tot nu toe weinig uitgetest. Deze soorten vormen ook op een relatief korte tijd een gesloten vegetatie. Langsheen waterlichamen kan riet (*Phragmites australis*) in competitie treden met invasieve duizendknoop.

5.4.1.2 Omvormingsbeheer

Kleine, geïsoleerde populaties of jonge stengels kunnen worden verwijderd door alle scheuten en wortelstokken handmatig uit te steken. Hierbij wordt best zeer zorgvuldig gewerkt. De bodem rondom de kroon of stengel wordt losgestoken of gewoeld, dat kan eventueel machinaal door te frezen, waarna uitschietende stengels en wortelstokken worden uitgetrokken. Deze techniek vereist initieel een grote inspanning, maar zal jaar na jaar minder inspanningen vragen totdat de haard volledig uitgeroeid is. Deze beheermethode kan ingezet worden voor het uitroeien van verspreide, nieuwe besmettingen of kleine haarden (richtwaarde < 20 m²). Al in een vroeg stadium wordt verhinderd dat een grote, monotone haard kan ontstaan, waardoor toekomstige kosten voor populatiecontrole of het beperken van de hinder vermeden worden. Wanneer wortelstokken verspreid werden door grondwerkzaamheden, is dit de meest aangewezen beheermethode. Het manueel uitspitten van de opschietende stengels dient al in het eerste seizoen na de oplevering van de werken te starten en volgehouden te worden totdat minimum één groeiseizoen geen duizendknoop meer aanwezig is. Deze inspanning weegt ruimschoots op tegen de nadelen en kosten die staan tegenover de situatie op zijn beloop laten gaan. In 2017 is dit door INBO toegepast als experiment: in een traject van 250 m (stroomopwaarts Schipdonkbrug) zijn een 100-tal exemplaren uitgestoken (<https://www.ecopedia.be/project/maneel-uitspitten-van-japanse-duizendknoop-langsheen-het-afleidingskanaal-van-de-leie>).

Door langdurig afdekken (5-7 jaar) sterven de wortelstokken af. De duur kan aanzienlijk verkort worden door het bodemmateriaal inclusief de wortelstokken te frezen (ca. 0,5 m diep) voor het afdekken. Zo zijn wortelstokfragmenten met een gemiddelde lengte van 14 cm afgestorven na maximaal 1,5 jaar afdekken. Alvorens de folie volledig te verwijderen, wordt best gecontroleerd of de wortelstokken dood zijn. De afdekfolie bestaat uit een aaneengesloten geheel, zonder scheuren, gaten of onderbrekingen (bv. EPDM-folie met gelaste naden van 1 mm dik). De folieranden worden zo'n 50 cm diep ingegraven en verankerd rondom de besmetting, om ondergrondse laterale groei tegen te houden en de folie te fixeren. De folie moet regelmatig geïnspecteerd worden op gaten en duizendknoopstengels die opschieten langsheen de folie moeten regelmatig (3x per jaar) uitgespit worden totdat er geen stengels meer te zien zijn. Vele afdekexperimenten mislukken doordat ongeschikt materiaal gebruikt wordt om af te dekken zoals geotextiel (waar stengels kunnen doorgroeien) of PVC-plasticfolie (die onvoldoende duurzaam is en gaat scheuren). Daarnaast is het bij afdekken cruciaal om de randen van de folie in te graven. De eerste reflex van de haard zal immers een ondergrondse, laterale uitbreiding zijn.

Voor een geslaagd omvormingsbeheer is controle en nazorg van de groeiplaats onontbeerlijk. Elk groeiseizoen worden één of meerdere terreinbezoeken ingepland om te controleren op nieuwe, opschietende stengels. Door de stengels onmiddellijk te verwijderen, wordt verhinderd dat een nieuwe haard kan uitgroeien en wordt de besmetting permanent verwijderd.

5.4.3 Grote waternavel

Een kleine populatie van grote waternavel werd gevonden in de plasberm te Beernem (linkeroever). Grote waternavel groeit zeer snel en vormt dikke, dichte verstrengelde matten die vanaf de oever het wateroppervlak kunnen bedekken. Als gevolg worden de inheemse water- en oeversoorten verdrongen.

De uitroeiing van de kleine groeiplaats te Beernem vereist best het handmatig verwijderen van het plantenmateriaal (bij voorkeur alle plantendelen, inclusief wortels). Hiermee wordt het beste gestart zodra de eerste groeipunten zichtbaar zijn, wat reeds het geval kan zijn vanaf de maand maart. De kracht van deze methode ligt in de nauwkeurigheid en frequentie waarmee de planten, met zoveel mogelijk wortelmateriaal, weggehaald worden. Om verspreiding via afgebroken fragmenten te voorkomen kunnen drijfschermen en/of –balken, rond of stroomafwaarts, de bestrijdingslocaties worden gebruikt. De stengel breekt immers gemakkelijk in stukken en is drijvend waardoor de plant zich zeer snel kan verspreiden. Bovendien kan hergroei zeer gemakkelijk optreden vanuit overgebleven wortel- of stengeldelen of losgerukte fragmenten. Het verwijderde plantenmateriaal wordt best meteen afgevoerd. Het plantenmateriaal kan gebruikt worden voor compostering of vergisting (ANB, 2014).

Nazorg is steeds aangewezen en bestaat uit controle op hergroei gedurende enkele jaren volgend op de ingreep en eventuele herhaling van het handmatig verwijderen van het plantenmateriaal. Best wordt daarnaast op zoek gegaan naar de bron van de infectie.

5.4.4 Reuzenbalsemien

Reuzenbalsemien komt beperkt voor langs het Kanaal Gent-Brugge, namelijk tussen de Ringvaart en Lobrug, te Durmen en tussen de plasberm en Moerbrugbrug.

Reuzenbalsemien is een éénjarige plant die verwijderd kan worden door voor de zaadsetting te maaien of (manueel) uit te trekken. Maaien en uittrekken vormen zeer effectieve methoden omdat de zaden niet lang kiemkrachtig blijven (ANB, 2014). Mits voldoende nazorg kan de soort na één jaar nagenoeg volledig worden uitgeroeid. Om herbesmetting te voorkomen wordt best van stroomopwaarts naar stroomafwaarts gewerkt. Voor een uitgebreide beschrijving van de bestrijding verwijzen we naar ecopedia:

<https://www.ecopedia.be/planten/reuzenbalsemien-oranje-tweekleurig-en-klein-springzaad>.

Wanneer reuzenbalsemien veel voorkomt in een regio is uitroeien meestal moeilijk, omdat zaden zich gemakkelijk ver via water kunnen verspreiden. In de omgeving van het Kanaal Gent-Brugge is de soort nog niet zo wijd verspreid (www.waarnemingen.be) waardoor beheermaatregelen zinvol zijn en beperkte inspanningen vragen.

5.4.5 Rimpelroos

Een omvangrijke populatie rimpelroos is aanwezig op de linkeroever tussen Sint-Jorisbrug en de Miseriebocht (foto 2).

Rimpelroos vormt een dichte biomassa welke weinig licht doorlaten en daardoor de inheemse kruidachtige vegetatie verdringen. De meest efficiënte methode om rimpelroos te verwijderen is de plant fysiek volledig verwijderen. Hierbij dient erop gelet te worden dat alle wortels en wortelstokken zijn verwijderd en dient er voldoende aandacht te zijn voor de nazorg (met eventuele herhaling indien nodig). Jonge exemplaren kunnen handmatig worden uitgetrokken. Voor kleine oppervlakten geniet handmatige aanpak de voorkeur, voor grote oppervlakten is deze methode duur en arbeidsintensief.

Verdere informatie over rimpelroos is terug te vinden via: <https://www.ecopedia.be/planten/rimpelroos-virginische-roos-en-veelbloemige-roos>.

5.4.7 Late en Canadese guldenroede

Een grote populatie van late guldenroede staat op de linkeroever net stroomopwaarts Aalterburg (foto 3). Overige groeiplaatsen van late guldenroede zijn klein en liggen net stroomafwaarts Sint-Jorisbrug, net stroomafwaarts de plasberm en langs de Miseriebocht. Canadese guldenroede is enkel aangetroffen te Gevaerts.

De zeer sterke groeikracht en de vorming van zeer dichte bestanden, maakt van de uitheemse guldenroedes een exoot die de inheemse vegetatie kan wegconcurreren. Daarnaast scheidt ze via de wortels ook nog stoffen af die ervoor kunnen zorgen dat andere soorten worden onderdrukt.

Guldenroedes kunnen worden bestreden door afdekken met een donkere plastic na het maaien. Deze werkwijze vernietigt echter ook alle andere vegetatie. Het instellen van een maaibeheer (2x/jaar) voorkomt dat de planten in bloei komen en zich dan ook niet verder kunnen verspreiden. Onder een maaibeheer kan de plant het echter nog lang volhouden (ANB, 2014).

Referenties

- Ameloot E., Hermy M. & Verheyen K. (2006). Rhinanthus: An effective tool in reducing biomass of road verges? An experiment along two motorways. *Belgian Journal of Botany* 139: 173–187.
- ANB. (2006). Technisch vademecum graslanden.
- ANB. (2014). Technisch Vademecum Beheer van Invasieve Uitheemse Planten.
- Arcadis (2017). Groenbeheerplan Leie.
- Asplund T.R. & Cook C.M. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 13: 1–12.
- Auestad I., Rydgren K., Austad I. (2011). Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48: 289–303.
- Bakker J.P. (1989). Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. *Geobotany* 14. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67: 1–48.
- Bekker G.J. & De Vries J.G. (1992). Insekten in relatie tot faunagericht bermbeheer. In: Jansen G.W. Insectenvriendelijk beheer van wegbermen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW).
- Branquart E. (Ed.) (2018). Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species, accessed on 04/06/2018 from <http://ias.biodiversity.be>.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & Van Groenendael J.M. (2001). Constructed shallow zones along navigation canals: vegetation establishment and change in relation to environmental characteristics. *Aquatic Conservation* 11: 453–471.
- Boeters R., Havinga H., Litjens G. & Verheij H.J. (1997). Ten years of experience in combining ecology and navigation on Dutch waterways. Paper presented at the 29th International Navigation Congress, Permanent International Association of Navigation Congresses.
- Claus K. & Janssens L. (1994). Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/194/3241/11.
- Coops H., Boeters R. & Smit H. (1991). Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany* 41: 333–352.
- Cosyns E. & Hoffmann M. (2004). Extensieve begrazing: mogelijkheden en beperkingen. p. 363–405. In: Hermy M., De Blust G. & Sloodmaekers M. (eds.). *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven.
- Crofts A. & Jefferson R.G. (eds). (1999). *The Lowland Grassland Management Handbook*. 2nd edition. English Nature/The Wildlife Trusts.
- CUR (1999). *Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte*. Civieltechnisch centrum uitvoering research en regelgeving, publicatie 201, Gouda.
- De Bie E. & Paelinckx D. (2013). INBOVEG, a treasury of vegetation relevés. In: Püssa K., Kalamees R. & Hallop K. (eds.). 56th Symposium of the International Association for Vegetation Science. *Vegetation Patterns and their Underlying Processes*. Abstracts. 26–30 June 2013 Tartu Estonia, University of Tartu.

- De Saeger S., Louette G., Oosterlynck P., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2013). Historisch Permanent Grasland in de landbouwstreek 'Polders' anno 2013. Technisch rapport campagne 2013. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.896909. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Saeger S. & Wouters J. (2018). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2018.4. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Demeulenaere E., Schollen K., Vandomme V., T'Jollyn F., Hendrickx F., Maelfait J.P. & Hoffmann M. (2002). Een hiërarchisch monitoringssysteem voor beheersequivalentie van natuurreservaten in Vlaanderen. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.09.
- Diekmann M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology –a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- Elbersen B.S., Kuiters A.T., Meulenkamp W.J.H. & P.A. Slim. (2003). Schaapskuddes in het natuurbeheer. Economische rentabiliteit en ecologische meerwaarde. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 735.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulissen D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Grime J.P. (2001). Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. Wiley, Chichester.
- Grontmij|Aquasense. (2007). Ecologische effecten van natuurvriendelijke oevers. Interne rapportage samenvatting RWS-DWW gegevens. In opdracht van Dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat.
- Hansson M. & H. Fogelfors. (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31–38.
- 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.
- Hill M.O. & Carey P.D. (1997). Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8: 579–586.
- 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.
- Hodgson J.G., Grime J.P., Hunt R. & Thompson K. (1995). The electronic comparative plant ecology. Chapman & Hall, London.
- Hothorn T., Bretz F. & Westfall P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50: 346–363.
- Huybrechts W., Van Thuyne G. & Vermeersch S. (2007). Verdiepingsbaggerwerken tussen Kampenhout en Zennegat op het Kanaal Leuven-Dijle (Provincie Vlaams-Brabant en Antwerpen). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2007.152.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J. & Walter T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impact on field fauna. *Agriculture, ecosystems and environment* 130: 1–8.
- Hunt R., Hodgson J.G., Thompson K., Bungener P., Dunnett N.P. & Askew A.P. (2004). A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Applied vegetation science* 7: 163–170.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & Saarnio S. (2006). Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici* 43: 107–117.
- Klotz S., Kühn I. & Durka W. (2002). BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Landmax (2014). Actualisatie bermbeheerplan en opstellen bomenplan Boven-Schelde. Herentals.

Landmax (2016). Bermbeheer- en bomenplan voor de Dender. Herentals.

Leo F. A. & Spijker J.H. (1994). Groenwerk: praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. Misset: Doetinchem. ISBN 90-801112-1-X.

Leyssen A., Adriaens P., Denys L., Packet J., Schneiders A., Van Looy K. & Vanhecke L. (2005). Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibatielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - Partim "Macrophyten". Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2005.05, in opdracht van De Vlaamse Milieumaatschappij. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

LNE. (2011). Leidraad natuurtechniek. Ecologisch bermbeheer. Vlaamse overheid, dienst Natuurtechnische Milieubouw (NTMB).

Londo G. (1975). De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanents kwadraten. *Gorteria* 7: 101–106.

Mouton A., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T. & Coeck J. (2012). Evaluation of riparian habitat restoration in a lowland river. *River Research and Applications* 28: 845–857.

Murphy K., Willby N.J. & Eaton J.W. (1995). Ecological impacts and management of boat traffic on navigable inland waterways. In: Harper D.M. & Ferguson A.J.D. (red.). *The Ecological Basis for River Management*, John Wiley & Sons, Chichester, 427–442.

Noordijk J., Delille K., Schaffers A.P. & Sykora K.V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological conservation* 142: 2097–2103.

Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073–1087.

Pinheiro J. & Bates D. (2000). *Mixed-Effects Models in S and SPLUS*. Statistics and Computing Series, Springer-Verlag, New York.

R Core Team (2018). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M.F., Parente G. & Mills J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119: 137–150.

Saarinen K., Valtonen A., Jantunen J. & Saarnio S. (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation* 123: 403–412.

Schaffers A.P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology* 158: 247–268.

Schaffers A.P. & Šýkora K.V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225–244.

Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sykora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349–364.

Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423.

Söhngen B., Koop J., Knight S., Rythönen J., Beckwith P., Ferrari N., Iribarren J., Kevin T., Wolter C. & Maynard S. (2008). Considerations to reduce environmental impacts of vessels. Report of PIANC INCOM Working Group 27, Part I, PIANC Report Series.

Sukhodolova T., Weber A., Zhang J. & Wolter C. (2017). Effects of macrophyte development on the oxygen metabolism of an urban river rehabilitation structure. *Science of The Total Environment* 574: 1125–1130.

Sýkora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A.H.M. (1993). Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 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.

ter Heerdt G. (2010). Natuurvriendelijk onderhoud en ecologische kwaliteit. Literatuuronderzoek naar de ideale frequentie van schonen en onderbouwing van het nut van het afvoeren van maaisel. Waternet, Afdeling Onderzoek en Advies. Rapportnummer 10.012104.

Thoonen M. & Willems S. (2018). Invasieve duizendknoop in Vlaanderen. Een kader voor goed beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2018.62. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandenbussche V., t'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 3: moeras. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 14.

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, INBO.R.2015.7240339. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. (2010). Ecologische opvolging van bermen, plasbermen en restgronden langs het kanaal Gent-Brugge (2005-2009). Resultaten, discussie en beheervoorstellen. Interne rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2010.17. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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, INBO.R.2016.12435642. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. & Decler K. (2006a). Ecologische monitoring van de bermen van het kanaal Gent-Brugge en aanpalende W&Z-restgronden: voorstel voor gegevensverwerking en resultaten veldgegevens 2005. Interne rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2006.10. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. & Decler K. (2006b). Ecologische opvolging van de bermen en oevers van het kanaal Gent-Brugge en het Leopoldkanaal: voorstel van gegevensverzameling en ontwerp opvolgingsplan. Interne rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2006.14. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2015). Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge. Resultaten vegetatieopnames 3^{de} ronde en beheervoorstellen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7255805. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2017). Ecologische opvolging en beheervoorstellen voor bermvegetaties langs het Afleidingskanaal van de Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.44. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Kerckvoorde A., Martens L. & Decler K. (2005). Verkennende ecologische gebiedsvisie voor het kanaal Gent-Brugge en omgeving. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2005.09.

Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Brecht P., Vercruyssen W. & De Beer D. (2006). Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussel Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België en Flo.Wer vzw.

Van Uytvanck J., Audenaert T., Josten D., De Blust G. & Roelandt B. (2012). Technische aspecten van natuurbeheer. In: Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel 1: Habitats.

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, INBO.R.2017.12764745. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Venables, W.N. & Ripley B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth edition. Springer.

Vermeersch S., Van Kerckvoorde A., Van Ballaert S., Baeyens R., De Geest L., De Marteleire N., Gelaude E., Mouton A., Vervaet K., Pieters M., Pieters S., Robberechts K. & Willems K. (2017). Ecologische opvolging van plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2017.45. 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.

Wallis De Vries M.F. (1998). Effecten van het maai-zuigstelsel op de overleving van rupsen in wegbermen. Rapportnummer VS 98.14, De Vlinderstichting, Wageningen.

Weber A. & Wolter C. (2016). Habitat rehabilitation for juvenile fish in urban waterways: a case study from Berlin, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 136–143.

Wickham H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Zwaenepoel A. (1998). *Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer*. Stichting Leefmilieu vzw/Kredietbank i.s.m. AMINAL afdeling Natuur, Brussel.

Bijlage 1. Kaartbijlage

Kaart 1. Situering van de bruggen en de keersluis langs het Kanaal Gent-Brugge

Kaart 2. Groeiplaatsen van zeer invasieve exoten langs het Kanaal Gent-Brugge

Kaart 3. Voorstel van maaibeheer langs het Kanaal Gent-Brugge

Kaart 1. Situering van de bruggen en de keersluis langs het Kanaal Gent-Brugge

Kaart 2. Groeiplaatsen van zeer invasieve exoten langs het Kanaal Gent-Brugge

Legende

- Japanse duizendknoop
- Boheemse duizendknoop
- Canadese guldenroede
- late guldenroede
- grote waternavel
- reuzenbalsemien
- rimpelroos

Kaart 3. Voorstel van maaibeheer langs het Kanaal Gent-Brugge

Legende

voorstel van maaibeheer

- 2x: half mei / half september
- 2x: begin juni / half september
- 2x: begin juli / half september
- 1x: half september
- - - 2x: 50% half mei / 50% begin juli / half september
- . . . 1x en 2x: 50% half mei / half september
- . . . 1x en 2x: 50% begin juli / half september

0 0,5 1 kilometer

Bijlage 2. Klassen voor inschatting van bedekkingen bij vegetatieopnames volgens de decimale schaal van Londo en de beheermonitoringsschaal en de waarden aangewend bij verwerking

Decimale schaal van Londo (Londo, 1975)

Klasse	Bedekking (%) in proefvlak	Aantal individuen	Waarde bij verwerking
.1	<1	waarbij . = R = sporadisch (1-3 exemplaren) P = weinig talrijk (4-20 exemplaren) A = talrijk (21-100 exemplaren) M = zeer talrijk (>100 exemplaren)	1
.2	1-3		2
.4	3-5		4
1	6-15	niet relevant	10
2	16-25	niet relevant	20
3	26-35	niet relevant	30
4	36-45	niet relevant	40
5	46-55	niet relevant	50
6	56-65	niet relevant	60
7	66-75	niet relevant	70
8	76-85	niet relevant	80
9	86-95	niet relevant	90
10	95-100	niet relevant	97

Beheermonitoringsschaal (Demeulenaere et al., 2002)

Klasse	Bedekking (%) in proefvlak	Aantal individuen	Waarde bij verwerking
dominant	>75	niet relevant	87,5
halfbedekkend	50-75	niet relevant	62,5
kwartbedekkend	25-50	niet relevant	37,5
bedekkend	5-25	niet relevant	15
frequent	<5	101-1000	4
occasioneel	<5	11-100	3
schaars	<5	4-10	1
zeer schaars	<5	1-3	0,5

Bijlage 3. Boxplots van de temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging in de plasberm en in het kanaal op de 9 staalnamedata

Bijlage 4. Digitale GIS-bestanden

Als bijlage bij dit rapport zijn volgende GIS-bestanden (shapefile, Lambert-72 projectie) beschikbaar:

maaibeheervoorstellen:

- maaibeheer2018

groeiplaatsen van zeer invasieve exoten:

- exotenKGB