



Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische opvolging en beheervoorstellen voor bermvegetaties langs het Afleidingskanaal van de Leie

Van Kerckvoorde Andy

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Van Kerckvoorde Andy
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

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. (2017). Ecologische opvolging en beheervoorstellen voor bermvegetaties langs het Afleidingskanaal van de Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: doi.org/10.21436/inbor.13802883

D/2017/3241/346

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (44)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Linkeroever van het Afleidingskanaal van de Leie te Maldegem met bloei van gewone rolklaver en vogelwikke.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Bovenschelde,
Guldensporenpark 105, 9820 Merelbeke



Waterwegen en Zeekanaal NV
weg van water



Ecologische opvolging en beheervoorstellen voor bermvegetaties langs het Afleidingskanaal van de Leie

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (44)

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de resultaten van de ecologische opvolging van de bermvegetatie langs het Afleidingskanaal van de Leie en reikt beheermaatregelen aan.

De ecologische opvolging van de bermvegetatie gebeurt door vegetatieopnames in vaste proefvlakken en dit bij verschillende jaren (2012 en 2016). Ongeveer een derde van de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie uitgevoerd in 2016, zowel aan de water- als landzijde, voldoet aan de richtwaarden voor doelvegetaties. De overige twee derde van de vegetatieopnames duidt op een soortenarme en weinig diverse vegetatie met dominantie van forse en productieve soorten. De reden voor het aanzienlijk aandeel van soortenarme en productieve bermvegetaties, ondanks een maaibeheer, is niet duidelijk. Mogelijk speelt de beschaduwing door laanaanplantingen een belangrijke rol.

Bij de opnames aan de waterzijde worden significante verschillen gevonden tussen de waarden van enkele variabelen in 2016 en de waarden in 2012. De verschillen duiden op een floristisch gewenste ontwikkeling en een evolutie naar doelvegetaties. Voor de opnames aan de landzijde worden zo goed als geen significante verschillen tussen de waarden in 2016 en de waarden in 2012 gevonden.

Langs het Afleidingskanaal van de Leie groeit een omvangrijke populatie van Japanse duizendknoop op de linkeroever net stroomafwaarts de brug van de A11. Tussen Nevelebrug en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge duiken massaal jonge stengels op van Japanse duizendknoop. Hier vonden infrastructuurwerken plaats in functie van het project Seine-Schelde. Er gebeurde grondverzet met grond geïnfecteerd door wortelstokken en/of stengelfragmenten van Japanse duizendknoop. Reuzenbalsemien is vooral aangetroffen tussen Leestjesbrug en Molentjesbrug en net stroomafwaarts de uitmonding van de Ede. Verder zijn langs het Afleidingskanaal van de Leie kleinere populaties gevonden van Boheemse duizendknoop, reuzenberenklauw en rimpelroos.

Dit rapport formuleert beheervoorstellen voor de bermvegetatie langs het Afleidingskanaal van de Leie. 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.

English abstract

This study deals with the monitoring of the embankment vegetation along the 'Afleidingskanaal van de Leie' and proposes management measures.

The monitoring of the vegetation is performed by means of vegetation relevés in permanent quadrats during different years (2012 and 2016). About one third of the vegetation relevés along the 'Afleidingskanaal van de Leie' done in 2016, both at the canal side and land side, meets guide values for target vegetations. The remaining two thirds of the vegetation relevés indicates a species-poor and low divers vegetation dominated by tall and productive species. Possible causes for the substantial part of species-poor and productive embankment vegetation, despite a mowing management, are not known. Possibly, shading by tree rows plays an important role.

In vegetation relevés at the canal side significant differences are observed between values of vegetation variables in 2016 and the values in 2012. The differences indicate a floristically desired development and an evolution towards target vegetations. For vegetation relevés at the land side, no significant differences between the values in 2016 and the values in 2012 are found.

Along the 'Afleidingskanaal van de Leie', a large population of Japanese knotweed grows on the left bank side, just downstream the bridge of the A11. Between 'Nevelebrug' and the junction with the 'Kanaal Gent-Brugge', young stems of Japanese knotweed massively emerge. Here, infrastructure work took place in function of the Seine-Scheldt project. Earthmoving was done with soil infected by rhizomes and/or stalk fragments of Japanese knotweed. Indian balsam is mainly found between 'Leestjesbrug' and 'Molentjesbrug' and just downstream the outlet of the river 'Ede'. Furthermore, smaller populations of Bohemian knotweed, giant hogweed and Japanese rose are found along the 'Afleidingskanaal van de Leie'.

This study proposes management measures for the embankment vegetation along the 'Afleidingskanaal van de Leie'. Practical preconditions are taken into account for the consideration of 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	2
English abstract	3
Lijst van figuren	5
Lijst van foto's	6
Lijst van tabellen	6
1 Inleiding	7
2 Materiaal en methoden	8
2.1 Ecologische opvolging	8
2.1.1 Uitgevoerd veldwerk	8
2.1.2 Digitalisatie	8
2.1.3 Verwerking	8
2.1.3.1 Biodiversiteit	8
2.1.3.2 Ellenberg-indicatorgetallen	8
2.1.3.3 CSR-overlevingsstrategieën	9
2.1.3.4 Kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland	9
2.1.3.5 Rode Lijst soorten	10
2.1.3.6 Richtwaarden voor doelvegetaties	11
2.1.3.7 Statistische verwerking	11
2.1.3.8 Grafische voorstelling	11
2.2 Ecologische inventarisatie	11
3 Resultaten	12
3.1 Ecologische opvolging	12
3.1.2 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten	14
3.1.3 CSR-overlevingsstrategieën	17
3.1.4 Kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland	18
3.1.5 Rode Lijst soorten	20
3.2 Ecologische inventarisatie	21
3.2.1 Zeer invasieve exoten	21
3.2.2 Riet	21
4 Discussie	22
5 Beheervoorstellen	23
5.1 Beheer van kruidige vegetatie	23
5.1.1 Maaibeheer	23
5.1.1.1 Voorstel van maaieregime en -periode	23
5.1.1.2 Aandachtspunten bij uitvoeren van het maaibeheer	33
5.1.2 Graasbeheer	34
5.1.3 Prioritaire trajecten	35
5.2 Beheer van riet	36
5.3 Beheer van houtige vegetatie	37
5.4 Beheer van zeer invasieve exoten	37
5.4.1 Japanse en Boheemse duizendknoop	37
5.4.1.1 Beheermaatregelen gericht op voorkomen van uitbreiding en verspreiding	39
5.4.1.2 Omvormingsbeheer	39
5.4.2 Reuzenbalsemien	40
5.4.3 Reuzenberenklauw	40
5.4.4 Rimpelroos	40

Referenties	41
Bijlage 1. Kaartbijlage	45
Bijlage 2. Digitale GIS-bestanden.	90

Lijst van figuren

Figuur 1.	Boxplots van het soortenaantal in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; + duidt op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen water- en landzijde in de data 2016 op basis van een t-test; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	13
Figuur 2.	Boxplots van de Shannon-Wiener diversiteitindex in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	14
Figuur 3.	Boxplots van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. * en x wijzen op significant ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	15
Figuur 4.	Boxplots van de bedekking (%) van stikstofmijdende soorten in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	16
Figuur 5.	Boxplots van de bedekking (%) van stikstofminnende soorten in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.	16
Figuur 6.	Boxplots van het competitief aandeel (%) in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	17
Figuur 7.	Boxplots van het stress-tolerant aandeel (%) in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. x wijst op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen de data van 2016 en de data voor glanshavergrasland op basis van een t-test.	18

Figuur 8.	Boxplots van de bedekking (%) van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	18
Figuur 9.	Boxplots van de bedekking (%) van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.....	19
Figuur 10.	Boxplots van de bedekking (%) van kernsoorten voor glanshavergrasland in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. x wijst op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen de data van 2016 en de data voor glanshavergrasland op basis van een t-test.....	20

Lijst van foto's

Foto 1.	Jonge stengels van Japanse duizendknoop langs het Afleidingskanaal van de Leie te Nevele duiken op als gevolg van grondverzet met besmette grond. Foto boven en foto rechtsonder: de linkeroever net stroomopwaarts Merendreebrug. Foto linksonder: de rechteroever net stroomopwaarts brug E40.	38
---------	---	----

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten (Ellenberg et al., 1992).....	9
Tabel 2.	Soorten kenmerkend voor glanshavergrasland en matig voedselrijk grasland. Bron: De Saeger et al. (in voorbereiding).....	10
Tabel 3.	Voorgesteld maai-beheer voor de bermen van het Afleidingskanaal van de Leie.	25

1 Inleiding

Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) 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 W&Z naar een ecologisch beheer van de bermen langs het Afleidingskanaal van de Leie (kaart 1).

In opdracht van W&Z bracht het INBO in 2009 de ecologische waarden langs het Afleidingskanaal van de Leie in kaart. Op basis van de geïnventariseerde soortensamenstelling en de ecologische potenties werd een maai- en grasbeheer voor de bermen uitgewerkt. Een plan voor de gefaseerde vervanging van oude bomenrijen langs het Afleidingskanaal van de Leie werd voorgesteld met voorkeur voor het aanwenden van inheemse boomsoorten of cultuurhistorisch belangrijke populiervariëteiten. Tenslotte werd advisering gegeven voor het beheer van struwelen, oeverinrichting en voor het optimaliseren van de corridorfunctie bij bruggen (Van Kerckvoorde, 2010). De voorstellen van het maai-beheer werden doorvertaald in groenbestekken van W&Z (ter ondersteuning werd hiervoor een INBO-nota opgesteld; Van Kerckvoorde, 2011b).

W&Z heeft het INBO gevraagd om de vegetatie van de bermen langs het Afleidingskanaal van de Leie op te volgen. De doelstellingen voor de ecologische opvolging omvatten:

- het opvolgen en beoordelen van de kruidvegetatie,
- het evalueren van het maai- en grasbeheer,
- het tijdig signaleren van positieve of negatieve ecologische ontwikkelingen.

De onderzoeksresultaten kunnen W&Z helpen in het beheer en de inrichting van bermen.

De methodologie voor de ecologische opvolging is vastgelegd in Van Kerckvoorde (2011a). De resultaten van de ecologische opvolging van de velddata uit 2012 zijn gerapporteerd in Van Kerckvoorde & Dhaluin (2013). Het voorliggend rapport beschrijft de resultaten van het veldwerk verricht in 2016 en vergelijkt deze met de vorige ronde. Tevens worden in dit rapport beheervoorstellen geformuleerd voor de bermvegetatie en voor de aangetroffen invasieve exoten.

2 Materiaal en methoden

2.1 Ecologische opvolging

De bermvegetatie langs het Afleidingskanaal van de Leie wordt opgevolgd via vaste proefvlakken (permanente kwadraten of PQ's) van 2x2 m. De proefvlakken werden gelegd in bermtrajecten met een minimumbreedte van 1 m die worden gemaaid of begraasd. De steekproef gebeurde via een systematisch aselechte steekproef, om de km. Enkele bijkomende proefvlakken werden afgebakend bij trajecten waar 3x per jaar werd gemaaid, bij trajecten met een graasbeheer en bij ecologisch waardevolle vegetaties (Van Kerckvoorde, 2011a).

2.1.1 Uitgevoerd veldwerk

In een proefvlak wordt een vegetatieopname verricht via de decimale schaal van Londo (Londo, 1975). In 2016 werden de proefvlakken voor de 2^{de} maal geïnventariseerd; tussen begin juni en eind juli werden in totaal 70 vegetatieopnames verricht. Voor 16 proefvlakken konden geen vegetatieopname worden beschreven. Bij 10 proefvlakken, tussen Deinze en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge, kon niet worden geïnventariseerd omwille van infrastructuurwerken in uitvoering voor het project Seine-Schelde (zie de grijze bollen op kaart 2-5). De overige 6 proefvlakken zijn gelegen in trajecten die 3x per jaar werden gemaaid.

2.1.2 Digitalisatie

De vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie 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).

2.1.3 Verwerking

2.1.3.1 Biodiversiteit

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

Een diversiteitindex 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 diversiteitindex 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

2.1.3.2 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 milieuumstandigheden 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>). De soort smalle wikke is er echter niet in opgenomen. Voor deze soort is het Ellenberggetal gehaald uit Hill et al. (1999).

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

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

waarde	betekenis
1	zeer stikstofarme bodems
2	zeer stikstofarme bodems / stikstofarme bodems
3	stikstofarme bodems
4	stikstofarme bodems / matig stikstofrijke bodems
5	matig stikstofrijke bodems
6	matig stikstofrijke bodems / stikstofrijke bodems
7	stikstofrijke bodems
8	uitgesproken stikstofrijke bodems
9	zeer uitgesproken stikstofrijke bodems
X	indifferent
?	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.

2.1.3.3 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). 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.

2.1.3.4 Kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland

Met behulp van de soorten opgesteld in de graslandsleutel (De Saeger et al., in voorbereiding) 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 et al. (in voorbereiding).

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

2.1.3.5 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.

2.1.3.6 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, 2016a). 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%;
- stresstolerant aandeel > 16,0.

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

2.1.3.7 Statistische verwerking

Significante verschillen ($p < 0,05$) tussen vegetatievariabelen afgeleid uit de verschillende rondes worden nagegaan door middel van 'linear mixed-effect models'. De vegetatieopnames van de verschillende rondes zijn niet onafhankelijk van elkaar vermits opnames steeds gebeuren binnen hetzelfde proefvlak. '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. De statistische analyse is verricht via R (R Development Core Team, 2011) waarbij gebruik is gemaakt van het nlme pakket (Pinheiro et al., 2011).

Verschillen tussen de locatie van de vegetatieopname (land- of waterzijde) of tussen de data van 2015 en doelvegetaties zijn nagegaan via een tweezijdig t-test, eveneens via R.

2.1.3.8 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 bermvegetatieopnames langs waterwegen (Van kerckvoorde, 2016a).

De grafieken zijn gemaakt via R (R Development Core Team, 2011) door gebruik te maken van het ggplot2 pakket (Wickham, 2009).

2.2 Ecologische inventarisatie

Op vraag van W&Z gebeurde langs het Afleidingskanaal van de Leie tijdens het groeiseizoen van 2016 en 2017 een inventarisatie van de zeer invasieve exoten. Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m) werden de groeiplaatsen ingemeten.

Ook het voorkomen van vrij brede rietkragen ter hoogte van de oever langs het Afleidingskanaal van de Leie werd nagegaan. De groeiplaatsen uit Van Kerckvoorde (2010) is gebruikt als basis waarbij het voorkomen van riet in 2016 werd nagekeken.

3 Resultaten

3.1 Ecologische opvolging

3.1.1 Biodiversiteit

De mediaanwaarde voor het soortenaantal ligt bij de data van 2016 op 14 voor vegetatieopnames aan de waterzijde en op 8 voor opnames aan de landzijde (figuur 1). Voor de data van 2016 is er een significant verschil ($p < 0,05$, t-test) tussen het soortenaantal in vegetatieopnames aan de waterzijde en het soortenaantal in opnames aan de landzijde: minder soorten worden waargenomen in opnames aan de landzijde in vergelijking met opnames aan de waterzijde. Voor de opnames aan de waterzijde wordt in 2016 een significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) hoger soortenaantal waargenomen ten opzichte van de data van 2012. Bij de opnames aan de landzijde wordt een significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) lager soortenaantal aangetroffen in 2016 in vergelijking met 2012. 41% van de vegetatieopnames van 2016, 45% voor opnames van de waterzijde en 32% voor opnames van de landzijde, hebben een soortenaantal hoger dan 15 (dit kan gelden als richtwaarde voor doelvegetaties, zie ook 2.1.3.6). De soortenaantallen in 2016 van zowel de water- als landzijde liggen significant ($p < 0,05$, t-test) lager in vergelijking met doelvegetaties.

Het hoogst aantal soorten is gevonden in volgende opnames:

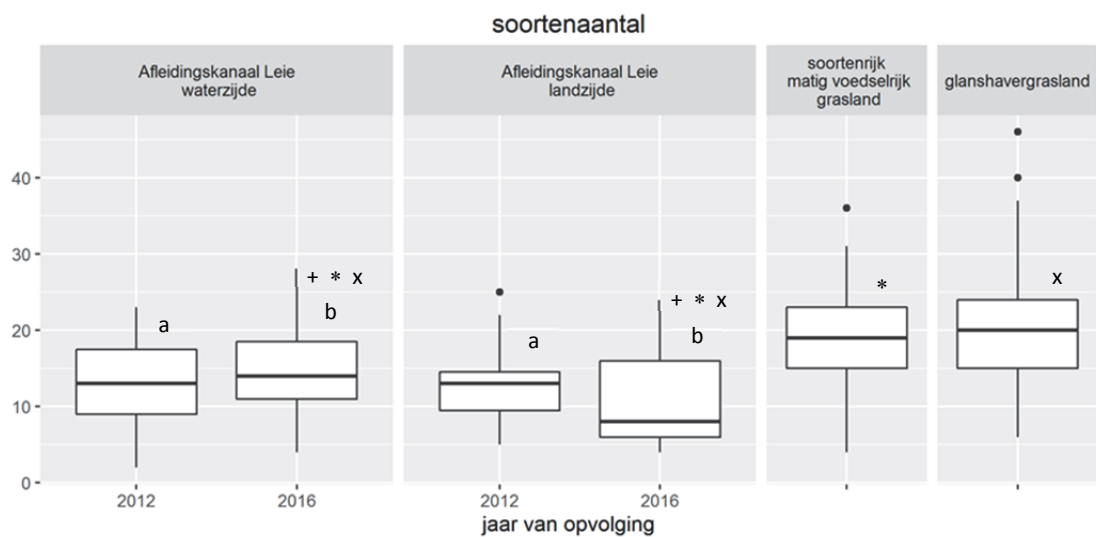
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 100 m stroomopwaarts de brug van de N9: 28 soorten,
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomopwaarts de brug van de E40: 25 soorten,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 200 m stroomafwaarts de spoorwegovergang te Landegem: 24 soorten,
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 250 m stroomafwaarts Landegembrug: 24 soorten.

Het laagst aantal soorten is gevonden in volgende opnames:

- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 1 km stroomafwaarts Nevelebrug: 4 soorten,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 1,5 km opwaarts de fietsbrug te Nevele: 4 soorten,
- de landzijde van de linkeroever op zo'n 600 m stroomopwaarts Leestjesbrug: 5 soorten,
- de landzijde van de linkeroever op zo'n 1400 m stroomafwaarts Leestjesbrug: 5 soorten.

De grootste verschillen in het soortenaantal tussen de data van 2016 en 2012 zijn gevonden in volgende opnames:

- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomopwaarts de brug van de E40: 19 soorten meer in 2016 t.o.v. 2012,
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 700 m stroomafwaarts de Krommebrug: 14 soorten meer in 2016 t.o.v. 2012,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 1,5 km stroomopwaarts de fietsbrug te Nevele: 8 soorten minder in 2016 t.o.v. 2012,
- de landzijde van de linkeroever op zo'n 1400 m stroomafwaarts Leestjesbrug: 8 soorten minder in 2016 t.o.v. 2012.



Figuur 1. Boxplots van het soortenaantal in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; + duidt op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen water- en landzijde in de data 2016 op basis van een t-test; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

De mediaanwaarde voor de Shannon-Wiener diversiteitindex voor de data van 2016 is 1,8 voor opnames aan de waterzijde en 1,2 voor opnames aan de landzijde (figuur 2). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de diversiteitindex in opnames aan de waterzijde en de diversiteitindex in opnames aan de landzijde. Bij de opnames aan de waterzijde wordt in 2016 een significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) hogere diversiteitindex waargenomen ten opzichte van de data van 2012. Bij de opnames aan de landzijde is er geen significant verschil tussen de data van 2016 en 2012. 44% van de vegetatieopnames van 2016, 47% voor opnames van de waterzijde en 37% voor opnames van de landzijde, hebben een diversiteitindex hoger dan 1,8 (dit kan gelden als richtwaarde voor doelvegetaties, zie ook 2.1.3.6). De diversiteitindices in 2016 van zowel de water- als landzijde zijn significant ($p < 0,05$, t-test) lager in vergelijking met doelvegetaties.

De hoogste Shannon-Wiener diversiteitindices zijn gevonden in volgende opnames (kaart 2):

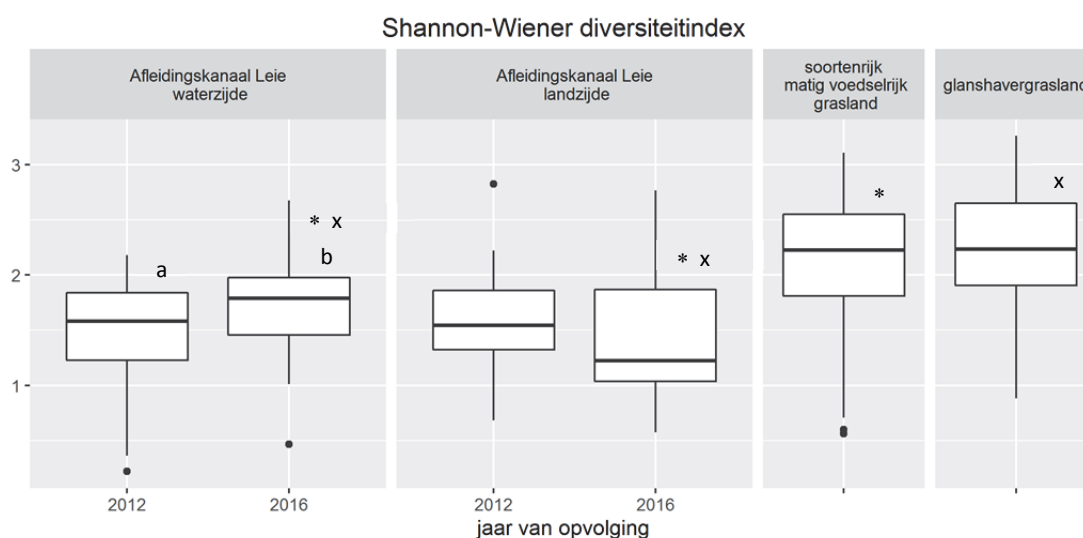
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 200 m stroomafwaarts de spoorwegovergang te Landegem: 2,8;
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: 2,7;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: 2,6;
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomopwaarts de brug van de E40: 2,5;
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 900 m stroomopwaarts Schipdonkbrug: 2,4.

De laagste Shannon-Wiener diversiteitindices zijn gevonden in volgende opnames (kaart 2):

- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 1 km stroomafwaarts Nevelebrug: 0,5;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 600 m stroomopwaarts fietsbrug te Nevele: 0,6;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 1,5 km opwaarts de fietsbrug te Nevele: 0,7;
- de landzijde van de linkeroever op zo'n 950 m stroomopwaarts Rapenbrug: 0,8;
- de landzijde van de rechteroever () zo'n 150 m stroomopwaarts de spoorwegovergang te Landegem: 0,9.

De grootste verschillen van de diversiteitindices tussen de data van 2016 en 2012 zijn gevonden in volgende opnames (kaart 2):

- De landzijde van de linkeroever op zo'n 2,1 km stroomafwaarts Strobrug: de diversiteitindex ligt 1,6 hoger in 2016 t.o.v. 2012,
- De waterzijde van de linkeroever op zo'n 700 m stroomafwaarts de Krommebrug: de diversiteitindex ligt 1,2 hoger in 2016 t.o.v. 2012,
- De landzijde van de rechteroever op zo'n 2,5 km stroomopwaarts de fietsbrug te Nevele: de diversiteitindex ligt 0,9 lager in 2016 t.o.v. 2012,
- De landzijde van de rechteroever op zo'n 1,5 km opwaarts de fietsbrug te Nevele: de diversiteitindex ligt 0,9 lager in 2016 t.o.v. 2012.



Figuur 2. Boxplots van de Shannon-Wiener diversiteitindex in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

3.1.2 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten

De mediaanwaarde van het Ellenberggetal voor nutriënten bij de data van 2016 is 6,6 zowel voor opnames aan de waterzijde als voor de opnames aan de landzijde (figuur 3). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames aan de waterzijde en het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames aan de landzijde. Er is geen significant verschil tussen het Ellenberggetal voor nutriënten in 2016 en 2012. Aan de waterzijde duidt een p-waarde van 0,054 op net geen significante verschillen. 43% van de vegetatieopnames van 2016, 41% voor opnames van de waterzijde en 47% voor opnames van de landzijde, hebben een Ellenberggetal voor nutriënten lager dan 6,4 (dit kan gelden als richtwaarde voor doelvegetaties, zie ook 2.1.3.6). Het Ellenberggetal voor nutriënten in 2016 is voor opnames aan de waterzijde significant ($p < 0,05$, t-test) hoger in vergelijking met doelvegetaties. Voor opnames aan de landzijde toont het Ellenberggetal voor nutriënten in 2016 een significant ($p < 0,05$, t-test) verschil met glanshavergrasland en geen significant verschil met soortenrijk matig voedselrijk grasland.

De laagste Ellenberg-indicatorgetallen voor nutriënten zijn gevonden in volgende opnames (kaart 3):

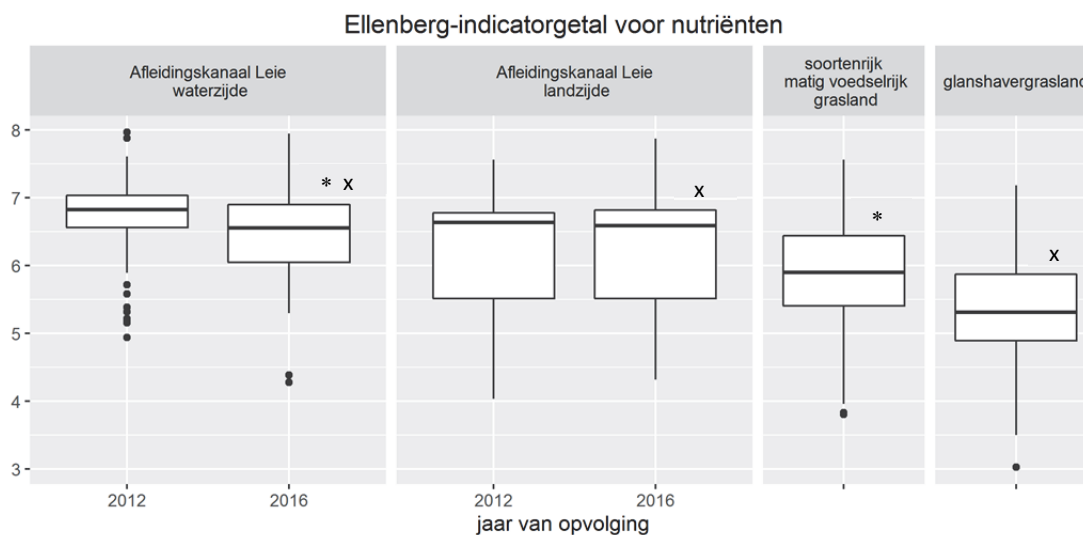
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: 4,3;
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomafwaarts Nevelebrug: 4,3;
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 700 m stroomafwaarts de Krommebrug: 4,4;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: 4,5;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 200 m stroomafwaarts de spoorwegovergang te Landegem: 4,9.

De hoogste Ellenberg-indicatorgetallen voor nutriënten zijn gevonden in volgende opnames (kaart 3):

- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 1400 m stroomafwaarts Leestjesbrug: 7,9;
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 150 m stroomopwaarts de spoorwegovergang te Landegem: 7,9;
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 500 m stroomafwaarts Jacksenbrug: 7,5;
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 900 m stroomopwaarts Rapenbrug: 7,8;
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 150 m stroomopwaarts Celiebrug: 7,6.

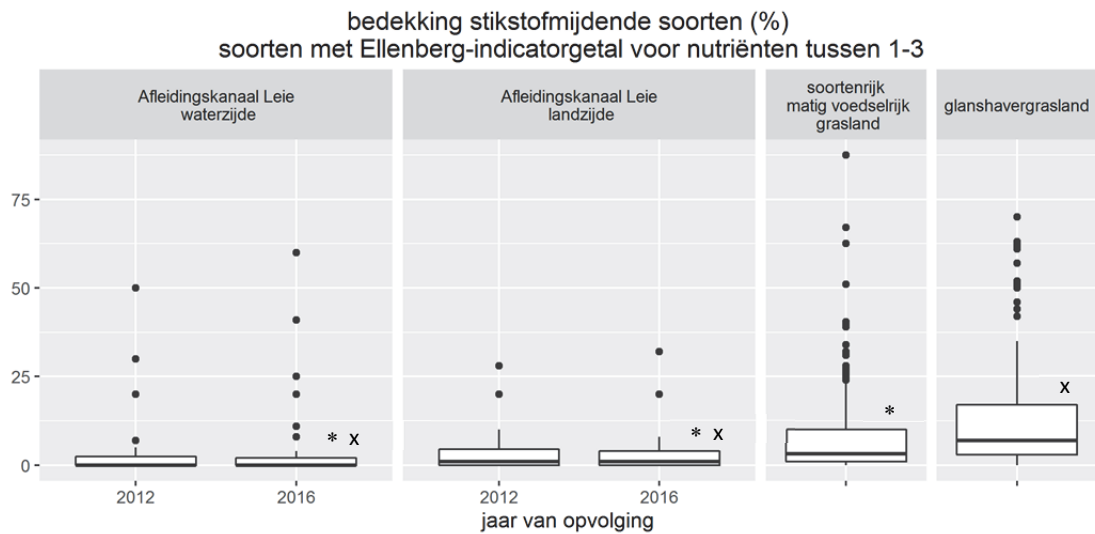
De grootste verschillen van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten tussen de data van 2016 en 2012 zijn gevonden in volgende opnames (kaart 3):

- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomafwaarts Nevelebrug: het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten is 2,5 lager in 2016 t.o.v. 2012,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten is 2,2 lager in 2016 t.o.v. 2012,
- de waterzijde van de linkeroever op zo'n 150 m stroomafwaarts Rapenbrug: het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten is 1,7 hoger in 2016 t.o.v. 2012,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 2,5 km stroomopwaarts de fietsbrug te Nevele: het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten is 1,6 hoger in 2016 t.o.v. 2012.



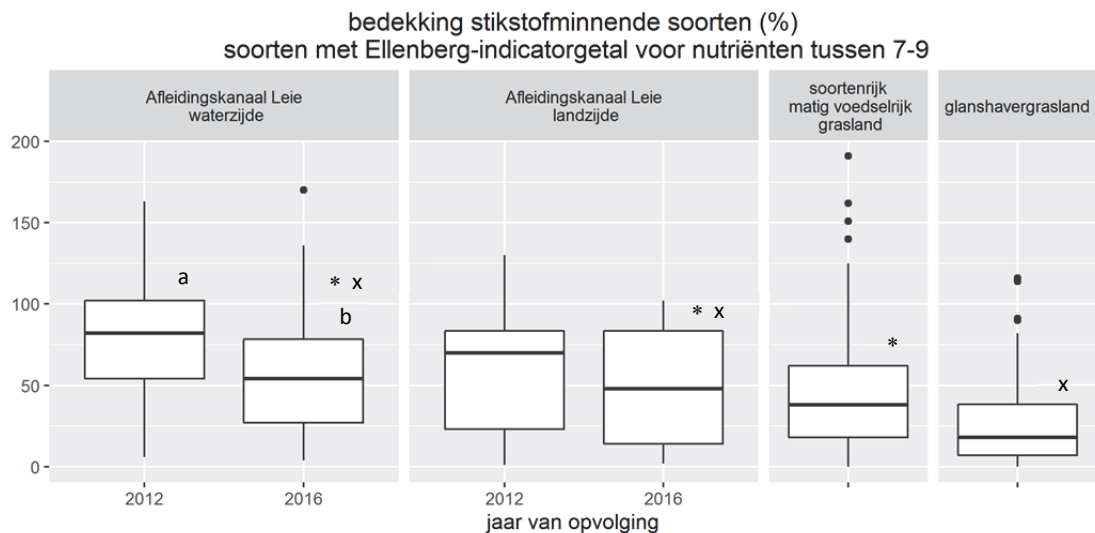
Figuur 3. Boxplots van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten in de vegetatieopnames langs het Aflleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. * en x wijzen op significant ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

De mediaan voor de bedekking van stikstofmijdende soorten bij de data van 2016 is 0% voor opnames aan de waterzijde en 1% voor de opnames aan de landzijde (figuur 4). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de bedekking van stikstofmijdende soorten in opnames aan de waterzijde en de bedekking van stikstofmijdende soorten in opnames aan de landzijde. Tevens is er geen significant verschil tussen de bedekking van stikstofmijdende soorten in 2016 en de bedekking in 2012. 39% van de vegetatieopnames van 2016, 35% voor opnames van de waterzijde en 47% voor opnames van de landzijde, hebben een bedekking van stikstofmijdende soorten hoger dan 1% (dit kan gelden als richtwaarde voor doelvegetaties, zie ook 2.1.3.6). De bedekking van stikstofmijdende soorten in 2016 is voor opnames aan de waterzijde en landzijde significant ($p < 0,05$, t-test) lager in vergelijking met doelvegetaties.



Figuur 4. Boxplots van de bedekking (%) van stikstofmijdende soorten in de vegetatieopnames langs het Afeidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechte panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

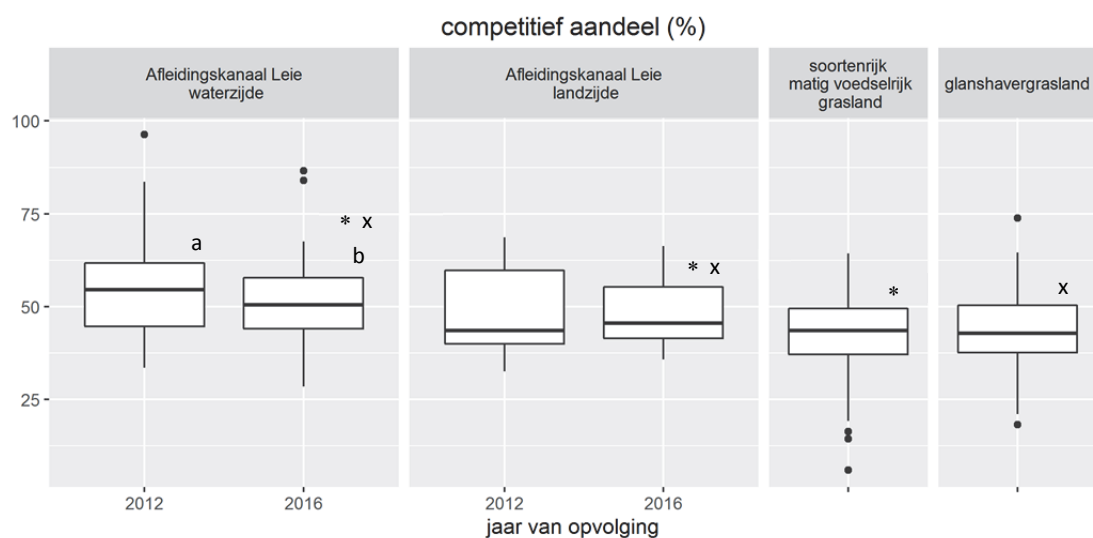
De mediaan voor de bedekking van stikstofmijdende soorten bij de data van 2016 is 54% voor opnames aan de waterzijde en 48% voor de opnames aan de landzijde (figuur 5). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de bedekking van stikstofmijdende soorten in opnames aan de waterzijde en de bedekking van stikstofmijdende soorten in opnames aan de landzijde. Voor opnames aan de waterzijde bestaat een significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) verschil tussen de bedekking van stikstofmijdende soorten in 2016 ten opzichte van 2012. De bedekking van stikstofmijdende soorten in 2016 is voor opnames aan de waterzijde en landzijde significant ($p < 0,05$, t-test) hoger in vergelijking met doelvegetaties.



Figuur 5. Boxplots van de bedekking (%) van stikstofmijnende soorten in de vegetatieopnames langs het Afeidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechte panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

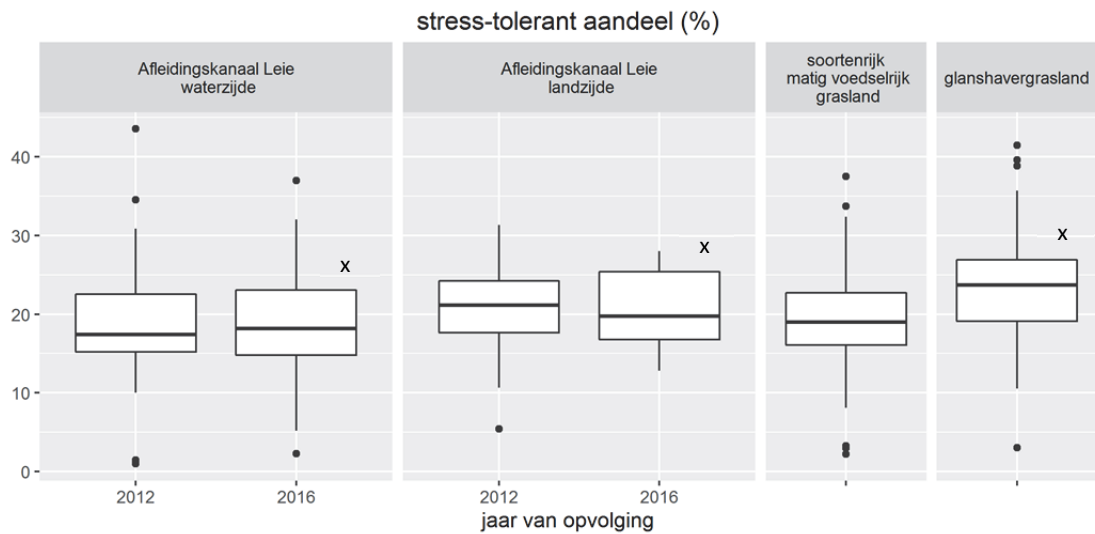
3.1.3 CSR-overlevingsstrategieën

De mediaan voor het competitief aandeel bij de data van 2016 bedraagt 50% voor opnames aan de waterzijde en 45% voor de opnames aan de landzijde (figuur 6). Voor de data van 2016 verschilt het competitief aandeel niet significant tussen opnames aan de waterzijde en deze aan de landzijde. Voor opnames aan de waterzijde is er een significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) verschil tussen het competitief aandeel in 2016 ten opzichte van het competitief aandeel in 2012. Het competitief aandeel in 2016 voor zowel de opnames aan de waterzijde als aan de landzijde is significant ($p < 0,05$, t-test) hoger in vergelijking met doelvegetaties.



Figuur 6. Boxplots van het competitief aandeel (%) in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

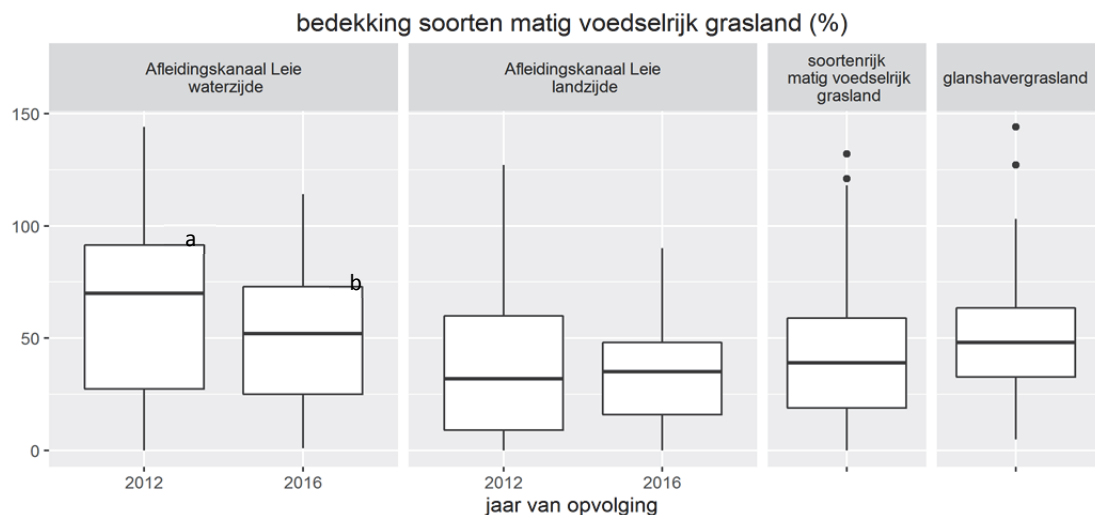
De mediaan voor het stresstolerant aandeel (kaart 4) bij de data van 2016 bedraagt 18% voor opnames aan de waterzijde en 19% voor de opnames aan de landzijde (figuur 7). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen het stresstolerant aandeel in opnames aan de waterzijde en het aandeel in opnames aan de landzijde. Ook is er geen significant verschil tussen het stresstolerant aandeel in 2016 ten opzichte van het stresstolerant aandeel in 2012. 70% van de vegetatieopnames van 2016, 67% voor opnames van de waterzijde en 79% voor opnames van de landzijde, hebben een stresstolerant aandeel hoger dan 16% (dit kan gelden als richtwaarde voor doelvegetaties, zie ook 2.1.3.6). Het stresstolerant aandeel in 2016 voor zowel de opnames aan de waterzijde als aan de landzijde is significant ($p < 0,05$, t-test) lager in vergelijking met glanshavergrasland maar niet significant verschillend ten opzichte van soortenrijk matig voedselrijk grasland.



Figuur 7. Boxplots van het stress-tolerant aandeel (%) in de vegetatieopnames langs het Afeidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. x wijst op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen de data van 2016 en de data voor glanshavergrasland op basis van een t-test.

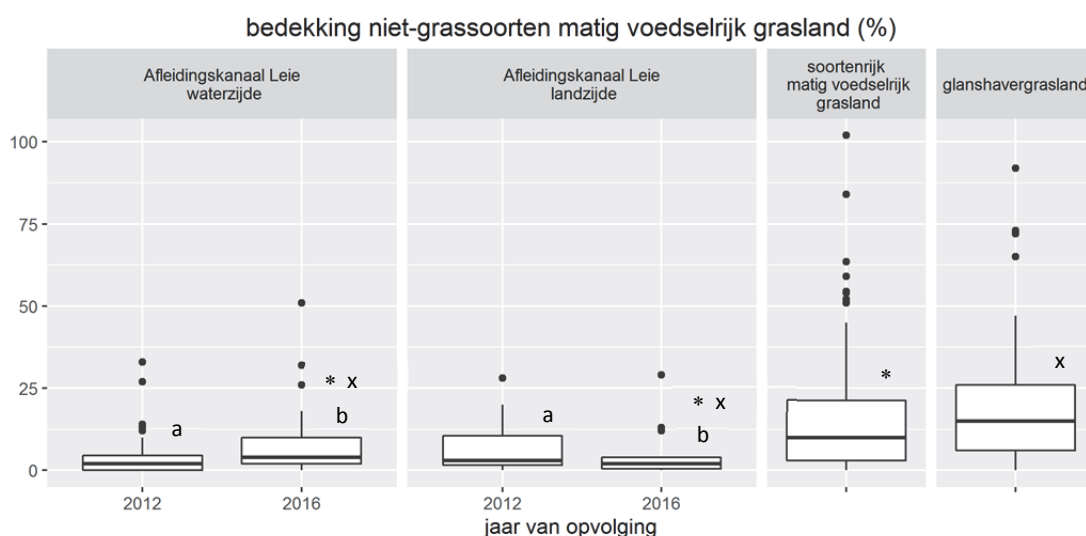
3.1.4 Kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland

De mediaan voor de bedekking van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland bij de data van 2016 bedraagt 52% voor opnames aan de waterzijde en 35% voor de opnames aan de landzijde (figuur 8). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de bedekking van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland in opnames aan de waterzijde en de bedekking in opnames aan de landzijde. Significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) lagere bedekkingen van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland worden waargenomen in opnames aan de waterzijde in 2016 ten opzichte van 2012. Er zijn geen significante verschillen van de bedekking van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland in opnames aan de water- of landzijde en doelvegetaties.



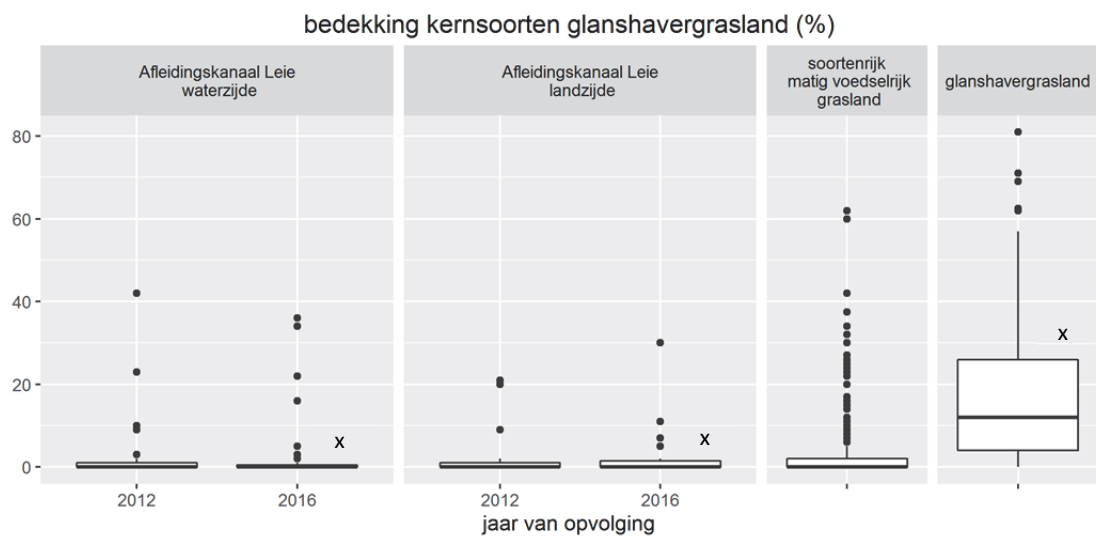
Figuur 8. Boxplots van de bedekking (%) van kenmerkende soorten van matig voedselrijk grasland in de vegetatieopnames langs het Afeidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

De mediaan voor de bedekking van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland bij de data van 2016 bedraagt 4% voor opnames aan de waterzijde en 2% voor de opnames aan de landzijde (figuur 9). Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de bedekking van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in opnames aan de waterzijde en de bedekking in opnames aan de landzijde. Significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) hogere bedekkingen van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland worden waargenomen in opnames aan de waterzijde in 2016 ten opzichte van 2012. Significant ($p < 0,05$, linear mixed-effect model) lagere bedekkingen van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland worden gevonden in opnames aan de landzijde in 2016 ten opzichte van 2012. Er zijn significante ($p < 0,05$, t-test) verschillen van de bedekking van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in opnames aan de water- en landzijde en doelvegetaties.



Figuur 9. Boxplots van de bedekking (%) van kenmerkende niet-grassoorten van matig voedselrijk grasland in de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. Verschillende letters geven een significant ($p < 0,05$) verschil aan tussen 2012 en 2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'; * en x wijzen op significante ($p < 0,05$) verschillen tussen de data van 2016 en de data voor doelvegetaties op basis van een t-test.

De mediaan voor de bedekking van kenmerkende soorten van glanshavergrasland bij de data van 2016 bedraagt 0% voor zowel opnames aan de waterzijde als opnames aan de landzijde (figuur 10). De 3^{de} kwartielwaarde bedraagt 0,5% voor opnames van de waterzijde en 1% voor opnames van de landzijde. Voor de data van 2016 is er geen significant verschil tussen de bedekking van kenmerkende soorten van glanshavergrasland in opnames aan de waterzijde en de bedekking in opnames aan de landzijde. Ook is er geen significant verschil in bedekkingen tussen opnames van 2012 en opnames van 2016. De bedekking van kenmerkende soorten van glanshavergrasland is significant ($p < 0,05$, t-test) hoger in glanshavergrasland ten opzichte van bedekkingen gevonden in opnames langs het Afleidingskanaal van de Leie.



Figuur 10. Boxplots van de bedekking (%) van kernsoorten voor glanshavergrasland in de vegetatieopnames langs het Aflleidingskanaal van de Leie in 2012 en 2016 opgesplitst in PQ's aan de waterzijde en de landzijde. De twee rechtse panelen tonen boxplots voor doelvegetaties: vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland en glanshavergrasland. x wijst op een significant ($p < 0,05$) verschil tussen de data van 2016 en de data voor glanshavergrasland op basis van een t-test.

De hoogste bedekking van kenmerkende soorten van glanshavergrasland is gevonden in de volgende opnames (kaart 5):

- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 450 m stroomafwaarts de brug van de E40: 36%,
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 100 m stroomafwaarts Schipdonkbrug: 34%,
- de landzijde van de rechteroever op zo'n 2,5 km stroomopwaarts de fietsbrug te Nevele: 30%,
- de waterzijde van de rechteroever op zo'n 1 km stroomopwaarts de brug van de E40: 22%.

3.1.5 Rode Lijst soorten

Rode Lijst soorten komen heel beperkt voor in de opnames langs het Aflleidingskanaal van de Leie. In 2016 groeide beemdtkroon (Rode Lijst categorie achteruitgaand) in 3 opnames met lage bedekkingen (twee keer 2% en één keer 1%). In 2012 werd beemdtkroon eveneens aangetroffen in 3 opnames telkens met een bedekking van 2%. Knolboterbloem (Rode Lijst categorie achteruitgaand) is gevonden in 2016 in 3 opnames telkens met een bedekking van 1%. In 2012 werd de soort aangetroffen in 4 opnames telkens met 1% bedekking.

3.2 Ecologische inventarisatie

3.2.1 Zeer invasieve exoten

Langs het Afleidingskanaal van de Leie werden 4 zeer invasieve plantensoorten aangetroffen (kaart 6): Japanse en Boheemse duizendknoop, reuzenbalsemien, reuzenberenklauw en rimpelroos.

Een omvangrijke populatie Japanse duizendknoop groeit langs het Afleidingskanaal van de Leie op de linkeroever net stroomafwaarts de brug van de A11. Talrijke jonge stengels van Japanse duizendknoop zijn gevonden tussen Nevelebrug en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge. Verder komen verspreid langs het Afleidingskanaal van de Leie kleinere populaties voor van vooral Japanse en één enkele keer van Boheemse duizendknoop.

Reuzenberenklauw is langs het Afleidingskanaal van de Leie aangetroffen op de linkeroever net stroomopwaarts Molentjesbrug en op de middenberm net stroomafwaarts Sifonbrug.

Reuzenbalsemien werd vooral aangetroffen tussen Leestjesbrug en Molentjesbrug en net stroomafwaarts de uitmonding van de Ede. Kleinere populaties (enkele exemplaren) werden gevonden stroomafwaarts Merendreebrug, ter hoogte van de kruising met het Kanaal Gent-Brugge, stroomopwaarts Stoktevijverbrug en stroomopwaarts de brug van de N9.

Rimpelroos is langs het Afleidingskanaal van de Leie gevonden op de linkeroever (landzijde) stroomopwaarts Oostwinkelbrug.

3.2.2 Riet

Relatief brede rietkragen komen vooral voor Oostwinkel- en Balgeroekebrug, tussen Molentjes- en Sifonbrug en tussen Dudzelebrug en de inkokering te Zeebrugge (kaart 7). Tussen Deinze en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge komt zo goed als geen rietvegetatie voor.

4 Discussie

Ongeveer een derde van de vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie uitgevoerd in 2016, zowel aan de water- als landzijde, voldoen aan de richtwaarden voor doelvegetaties. De overige twee derde van de vegetatieopnames duiden op een soortenarme en weinig diverse vegetatie met dominantie van forse en productieve soorten. Er worden dan ook significante ($p < 0,05$) verschillen vastgesteld voor allerlei vegetatievariabelen tussen data van vegetatieopnames langs het Afleidingskanaal van de Leie en data van vegetatieopnames uit doelvegetaties (glanshavergrasland en vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland; Van Kerckvoorde, 2016a): enerzijds een significant lagere waarde bij de opnames langs het Afleidingskanaal van de Leie voor het soortenaantal, de Shannon-Wiener diversiteit, de bedekking van stikstofmijdende soorten en de bedekkingen van kenmerkende niet-grassoorten voor matig voedselrijk grasland en anderzijds een significant hogere waarden bij de opnames langs het Afleidingskanaal van de Leie voor het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en de bedekking van stikstofminnende soorten en het competitief aandeel.

De reden voor het aanzienlijk aandeel van soortenarme en productieve bermvegetatie langs het Afleidingskanaal van de Leie is niet duidelijk. Mogelijk speelt de beschaduwing door laanaanplantingen een belangrijke rol. Schaffers (2002) observeert immers een lager aantal plantensoorten welke groeien bij beschaduwde condities in vergelijking met onbeschaduwde condities. De auteur verklaart dit door de effecten van bladstrooisel en de competitie voor licht. De auteur geeft tevens aan dat de verwachte soortentoeename in vegetaties met een natuurvriendelijk maaibeheer kan worden teniet gedaan door beschaduwing.

Bij de opnames aan de waterzijde worden significante ($p < 0,05$) verschillen gevonden tussen de waarden van enkele variabelen in 2016 en de waarden in 2012: significant hogere soortenaantallen, significant hogere diversiteitindices en significant hogere bedekkingen van kenmerkende niet-grassoorten voor matig voedselrijk grasland en significant lagere bedekkingen van stikstofminnende soorten en een significant lager competitief aandeel. Het Ellenberg voor nutriënten is net niet significant ($p = 0,054$) verschillend in 2016 ten opzichte van 2012. De significante verschillen duiden op een floristisch gewenste ontwikkeling en een evolutie naar doelvegetaties. Voor de landzijde worden zo goed als geen significante verschillen tussen de waarden in 2016 en de waarden in 2012 gevonden.

Door het toepassen van een natuurvriendelijk maaibeheer wordt verwacht dat, vanuit een soortenarme en productieve vegetatie, het soortenaantal en de diversiteit zullen toenemen en de productiviteit (en dus de hoeveelheid maaisel) afneemt. Voor het soortenaantal en de diversiteit is dit proefondervindelijk vastgesteld door ondermeer Zwaenepoel (1993) en van de Haterd et al. (2009). Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten blijkt een goede benadering te zijn voor de productiviteit van een vegetatie (zie ondermeer Wagner et al., 2007 en Hill & Carey, 1997). Door verschillende studies is vastgesteld dat het indicatorgetal voor nutriënten afneemt bij uitvoering van een natuurvriendelijk maaibeheer (Zwaenepoel, 1993; Bakker, 1989 en Bakker et al., 2002). Cruciaal bij een natuurvriendelijk maaibeheer is het tijdig en grondig opruimen van het maaisel. Niet-weggehaald maaisel leidt immers tot het ontwikkelen of in stand houden van soortenarme vegetaties met productieve grassen en kruiden, vooral omdat er geen voedingsstoffen worden verwijderd.

Bij 10 proefvlakken tussen Deinze en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge kon geen vegetatieopname worden verricht omwille van infrastructuurwerken in uitvoering voor het project Seine-Schelde. De bermen werden er verstoord als gevolg van oeverherinrichting en/of door ophoping met grond. De vegetatie in de proefvlakken tussen Merendree- en Schipdonkbrug was soortenrijk en divers met doelsoorten (Van Kerckvoorde & Dhaliun, 2013). In 2017 zijn 19 bijkomende proefvlakken ingericht tussen Deinze en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge die een aantal jaar na elkaar zullen worden opgevolgd. Bedoeling is om in detail na te gaan hoe de bermvegetatie evolueert na de verstoring. De onderzoeksvragen omvatten:

- hoe snel en in welke mate treedt er bedekking op met vegetatie?
- welke (doel)soorten kunnen zich spontaan vestigen en wanneer gebeurt dit?
- bij het inzaaien van gras: treedt er kieming op en is er snel een vegetatiebedekking? Indien de ingezaaide soorten domineren, hoe lang domineren deze soorten?

5 Beheervoorstellen

De afweging van het beheer gebeurde 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 het wenselijk om voldoende lange trajecten met éénzelfde beheervorm aan te geven.

5.1 Beheer van kruidige vegetatie

5.1.1 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.

5.1.1.1 Voorstel van maairegime en -periode

Er wordt voorgesteld om de kruin en de bovenste helft van de taluds langs het Afleidingskanaal van de Leie jaarlijks te maaien om de graslandvegetatie in stand te houden of verder te ontwikkelen. Hierdoor zijn er mogelijkheden voor de ontwikkeling of instandhouding van ecologisch waardevol grasland.

Ecologisch waardevolle 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 langs waterwegen kunnen dan ook 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 waterweg, bijvoorbeeld als gevolg van het voorkomen van een intensieve landbouwvoering.

Doelvegetaties voor gemaaide bermgedeeltes is het behoud of de verdere ontwikkeling van een gras-kruidenmix (terminologie zoals in Van Uytvanck et al., 2017; dit omvat een vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland) of bloemrijk grasland (zoals een glanshavergrasland). Glanshavergrasland is een bloemrijk permanent graslandtype met ondermeer volgende kenmerkende plantensoorten: knoopkruid, margriet, gewone rolklaver, gele morgenster, glad walstro, kraailook, veldlathyrus, beemdkroon, rapunzelklokje, muskusaasjeskruid, aardaker, gewone vogelmelk, goudhaver, kleine ratelaar, knolboterbloem, en gulden sleutelbloem. 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, 2016a).

De potenties voor soortenrijke graslandvegetaties zijn langs het Afleidingskanaal van de Leie lokaal beperkt omwille van smalle bermen (<2m) of door sterke beschaduwning als gevolg van laanaanplantingen (voornamelijk populier). De soortentoe name in vegetaties door maaien met afvoer wordt immers gehypothekeerd door beschaduwning (Schaffers, 2002). Bij het rooien van de laanaanplantingen zonder vervanging of bij aanplant in een minder dichte plantpatroon worden lichtcondities gunstig voor soortenrijke graslandvegetaties.

Een voorstel van maairegime en -periode voor de bermen langs het Afleidingskanaal van de Leie is weergegeven in Tabel 3 en kaart 8 en bouwt verder op de uitgewerkte voorstellen voor maa- en graasbeheer in Van Kerckvoorde (2010) en Van Kerckvoorde (2011b). 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 zomerbloeiers (gras-kruidentmix) en zonder waardevolle voorjaarbloeiers. Doel is het behoud en de verdere ontwikkeling van de gras-kruidentmix. 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 zomerbloeiers zijn gebaat bij dergelijk beheer, zoals knooppkruid, duizendblad, klein streepzaad, peen, margriet, smalle weegbree en beemdtkroon (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 voorjaarsbloeiers (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-kruidentmix). De tweede maaibeurt gebeurt vanaf half september.
- 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.
- combinatie van 2x en 1x maaien/jaar. Brede bermtrajecten kunnen gedeeltelijk worden gemaaid in het voorjaar en volledig worden gemaaid 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 steeds bloemen aanwezig. Hierdoor zijn steeds voedselbronnen aanwezig en biedt de niet-gemaaide vegetatie mogelijkheden tot rusten, schuilen of verpoppen van 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.
- maaiveidebeheer. Dit houdt in dat vegetaties in het voorjaar worden gemaaid en dat er later in het seizoen nabegrazing met vee optreedt.

Tabel 3. Voorgesteld maaibeheer voor de bermen van het Afleidingskanaal van de Leie.
Een inschatting van de te maaien breedte wordt aangegeven.

Locatie		Voorstel van maaibeheer	Rechteroever
Zwaaikom – Vaartbrug Deinze	Linkeroever 2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-4 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m (lokaal geen maaibeheer)	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde: wellicht in beheer via Provincie Oost-Vlaanderen (De Brielmeersen)	
Vaartbrug Deinze – Krommebrug	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan	
Krommebrug – voetbrug Nevele	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m (onduidelijk indien W&Z verantwoordelijk is voor het maaibeheer)	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde 2/3 van de breedte maaien in mei: 3-4 m - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien in september: 5-6 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan in september - landzijde over de volledige breedte maaien: 4 m (geen berm aan de landzijde t.h.v. industriegebied Deinze)	
voetbrug Nevele – Nevelebrug	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-3 m - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m	
Nevelebrug – brug E40	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m (onduidelijk indien W&Z verantwoordelijk is voor het maaibeheer)	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 7 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 5 m	
brug E40 – Landegembrug	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 6 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 3 m	

Landegembrug – Spoorovergang Landegem	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - maaien onverhard jaagpad	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 6 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 3 m kappen van Kaukasische vleugelhoot is raadzaam
Spoorovergang Landegem – Merendreebrug	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 4-7 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-2 m	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 7 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 4 m
Merendreebrug – Schipdonkbrug	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 6 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 3 m
Schipdonkbrug – kruising met Kanaal Gent-Brugge	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m	2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 5 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde 2/3 maaien in mei: 3 m aanliggend aan jaagpad - landzijde volledig maaien in september: 4 m
kruising met Kanaal Gent-Brugge – Duivekeetbrug	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m	Er is overeenstemming met het maairegime langs het Kanaal Gent-Brugge stroomafwaarts de kruising van de kanalen (Van Kerckvoorde & De Geest, 2015) 2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad
Duivekeetbrug – Lindekesbrug	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m	2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad

Lindekesbrug – Daelmenbrug	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m 	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <p>tussen Lindekesbrug en 350 m stroomafwaarts ervan</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan <p>tussen 350 m stroomafwaarts Lindekesbrug tot Daelmenbrug</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad
Daelmenbrug – Stoktevijverbrug	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m 	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad
Stoktevijverbrug – Oostwinkelbrug	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-3 m 	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad
Oostwinkelbrug – Veldekesbrug	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m 	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m
Veldekesbrug – Raverschootbrug	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1-3 m 	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad (tussen Eeklose Vaart en Veldekesbrug)
Raverschootbrug – brug N9	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m 	<p>2x/j: half mei & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3-5 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 2-6 m - maaien onverhard jaagpad

<p>Brug N9 – Balgeroekebrug</p>	<p>2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan</p>	<p>2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - maaien onverhard jaagpad</p>
<p>Balgeroekebrug – brug N49</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad</p>
<p>Brug N49 – Celiebrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad</p>
<p>Celiebrug – Rapenbrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer)</p> <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>tussen Celiebrug en 1 km stroomafwaarts ervan: 2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 3 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde over de volledige breedte maaien: 1 m</p> <p>tussen 1 km stroomafwaarts Celiebrug en Rapenbrug: onder graasbeheer Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte instellen, eventueel maaibeheer</p>

<p>Rapenbrug – Strobrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer) <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer) - maaien onverhard jaagpad <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>
<p>Strobrug – uitmonding Ede</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer) <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m - maaien onverhard jaagpad <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte instellen, eventueel maaibeheer</p>
<p>uitmonding Ede – Leestjesbrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer) <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juli en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaibeheer</p>

<p>Leestjesbrug – Jacksenbrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 1 m (overig deel onder graasbeheer) <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaibeheer</p>
<p>Jacksenbrug – Molentjesbrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2 m <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: half mei en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaibeheer</p>
<p>Molentjesbrug – Platheulebrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september</p> <ul style="list-style-type: none"> - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2 m <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaibeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: half mei en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaibeheer</p>

<p>Platheulebrug – Sifonbrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2-4 m</p> <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op landzijde instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op middenberm instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>
<p>Sifonbrug – Oostkerkebrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2 m</p> <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op landzijde instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op middenberm instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>
<p>Oostkerkebrug – Dudzelebrug</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2 m</p> <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op landzijde instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maai-beheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige berm-breedte op middenberm instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>

<p>Dudzelebrug – brug A11</p>	<p>2x/j: begin juni & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde gedeeltelijk maaien: 2 m</p> <p>Bij rooien van de oude populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op landzijde instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>	<p>onder graasbeheer</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>
<p>Brug A11 – spoorovergang Zeebrugge</p>	<p>2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2 m - talud waterzijde: 1 m breedte maaien bovenaan - landzijde: 2 m maaien - maaien onverhard jaagpad</p> <p>1x/j: half september - landzijde tussen populierenrij en spoorweg (20m breedte) waarbij struwelen worden gespaard (onduidelijk indien beheer gebeurd via W&Z)</p>	<p>tussen brug A11 en 2 km stroomafwaarts ervan: onder graasbeheer</p> <p>tussen 2 km stroomafwaarts brug A11 en spoorovergang Zeebrugge: 2x/j: half mei & half september - kruin en onverhard jaagpad over de volledige breedte maaien: 10 m - taluds: 1 m bovenaan</p> <p>Bij rooien van de populieren zonder vervanging of met aanplantingen in een minder dens plantpatroon rekening houdend met het beperken van beschaduwing op de berm: omvormingsbeheer via maaibeheer (2x/j: begin juni en half september) van de volledige bermbreedte op middenberm instellen, eventueel maaiweidebeheer</p>
<p>Omgeving van de spoorovergang Zeebrugge</p>	<p>1x/j: half september</p>	<p>1x/j: half september</p>
<p>Spoorovergang Zeebrugge – inkokering</p>	<p>2x/j: half mei & half september - kruin waterzijde over de volledige breedte maaien: 2-20 m</p>	<p>onder graasbeheer</p>

5.1.1.2 Aandachtspunten bij uitvoeren van het maai-beheer

Weghalen van het maaisel

Bij een ecologisch maai-beheer is het tijdig en grondig opruimen van het maaisel belangrijk. Niet-verwijderd maaisel heeft immers 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 uitgelooft. Na 2 weken was de uitgelooft 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; Sýkora et al., 2002) zoals kweek, kroepaar 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; Sýkora et al., 2002). Ook het Bermbesluit stelt dat het maaisel binnen de 10 dagen moet worden verwijderd.

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). Met een maai-balk, schijvenmaaier of trommelmaaier treedt er een geringere verstoring van de vegetatie op (de vegetatie wordt in één snede afgemaaid) en verkleint het maaisel niet (LNE, 2011; Leo & Spijker, 1994; Zwaenepoel, 1998). 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 het aanwenden van klepelmaaiers (zonder opzuigcombinatie) kan het (versnipperd) maaisel niet voldoende worden afgevoerd in een volgende werkgang. Bij gebruik van schijvenmaaiers of maai-balken kan het (grove) maaisel achteraf wel voldoende worden weggehaald.

Het maaisel kan worden weggehaald door maai-opzuigcombinaties aan te wenden, waarbij in één werkgang wordt gemaaid en het maaisel direct wordt afgevoerd. Echter klepelmaai-opzuigcombinaties 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).

Maaihoogte

De best werkbare maaihoogte 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 maaihoogte 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 maaihoogte wordt een groot deel van de bovengrondse biomassa bijgevolg niet afgemaaid noch afgevoerd, wat niet gewenst is.

5.1.2 Graasbeheer

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

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 vervuurd 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 & De Blust, 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. Door maaibeheer vindt er afvoer van nutriënten plaats en kan tevens worden begrast.

Op de middenberm, gevormd tussen het Leopoldkanaal en het Afleidingskanaal van de Leie, wordt momenteel dikwijls graasbeheer met runderen, schapen of paarden toegepast. Deze grazers verschillen onderling in habitatgebruik, dieetkeuze en foeragegedrag waardoor er een verschillende impact is op de vegetatie.

Schapen 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.

Uit ervaringen langs de Zeeschelde blijkt dat schapen grote brandnetel niet of slechts in beperkte mate afgrazen. Hierdoor ontstaan vaak situaties waar de grazige vegetatie wel kort wordt begrast 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 pleksgewijs te maaien bij trajecten onder schapenbegrazing (Vandevoorde et al., 2017).

Schapen prefereren tevens een korte vegetatie. Wanneer schapen 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. (2017) adviseren dan ook om schapen in te scharen in vegetaties met een maximale vegetatiehoogte van 50 cm (kniehoog).

Het is dan ook wenselijk om schapenbegrazing vroeg in het groeiseizoen (april tot half mei) te starten zodat de vegetatie efficiënt kan worden kort gegeten. 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 schapenbegrazing 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 begrast.

Runderen grazen minder selectief (Cosyns & Hoffmann, 2004; Rook et al., 2004) waardoor de dieren later in het groeiseizoen kunnen worden ingeschaard 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 verzuuring van de vegetatie op.

Voor de meeste trajecten van de middenberm kan graasbeheer starten in het voorjaar. Voor de middenberm tussen de uitmonding van de Ede en Leestjesbrug is een vroege inschaardatum niet wenselijk door het voorkomen van gulden sleutelbloem. Hier wordt voorgesteld om graasbeheer pas te laten starten vanaf 1 juli zodat de soort rijpe zaden kan vormen (Brys et al., 2004).

Overige aandachtspunten voor een ecologisch correct uitgevoerd graasbeheer zijn het weren van kunstmatige bemesting of pesticiden en het niet scheuren van de graslandvegetatie. Bijvoederen van de dieren (mogelijk zijn omwonenden of recreanten hiertoe geneigd) is een vorm van bemesting en moet vermeden worden. Gezien de relatief beperkte oppervlakte van bermen is enkel seizoensbegrazing wenselijk.

5.1.3 Prioritaire trajecten

Rechteroever (vooral de waterzijde) tussen Nevelebrug en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge

Momenteel komt tussen 500 m stroomopwaarts de brug van de E40 en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge een dikwijls verstoorde vegetatie voor met dominantie van pioniersvegetatie (melganzenvoet, varkensgras, perzikkruid, hanenpoot, kamille spp.) als gevolg van de inrichtingswerken in het kader van het project Seine-Schelde. Tussen Nevelebrug en 500 m stroomopwaarts de brug van de E40 is de vegetatie niet verstoord en groeit een gras-kruidenmix en een verruigd grasland. Tussen Landegembrug en de spoorwegovergang te Landegem is de bermvegetatie verstoord door de laanaanplanting van de uitheemse soort Kaukasische vleugelnoot. Deze boom zorgt voor een sterke beschaduwing en een omvangrijke wortelopslag. In vorige inventarisaties (Van Kerckvoorde, 2010; Econnection, 2003) kende dit bermtraject lokaal een vegetatie van het klein streepzaad-duizendblad bermtype (Zwaenepoel, 1998) duidend op een gras-kruidenmix (graslandfase 3; Van Uytvanck et al, 2017).

Omwille van de brede bermen (waterzijde is er dikwijls zo'n 6 m breed en de landzijde 3 m breed), het (vroeger) voorkomen van een gras-kruidenmix en de dikwijls beperkte beschaduwing door laanaanplantingen (uitgezonderd het traject met Kaukasische vleugelnoot) is de rechteroever van het Afleidingskanaal van de Leie tussen Nevelebrug en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge een prioritair traject voor een natuurvriendelijk bermbeheer. Hier is een omvormingsbeheer wenselijk om de pioniersvegetatie te laten evolueren naar een soortenrijk graslandvegetatie via het maai-beheer voorgesteld in tabel 3. Het kappen van Kaukasische vleugelnoot is wenselijk om lichtcondities nodig voor soortenrijke graslandvegetaties te bekomen en om de wortelopslag tegen te gaan.

Linkeroever (vooral de landzijde) tussen Rapenbrug en Dudzelebrug

Momenteel groeit hier vooral een verruigde of verarmde graslandvegetatie (zevenblad-ridderzuring bermtype, dolle kervel-ijle dravik bermtype en witte klaver-Engels raaigras bermtype) met lokaal waardevolle struwelen (Van Kerckvoorde, 2010). De bermen kennen verschillende rijen van oude populieren. Als gevolg hiervan zijn potenties voor soortenrijke graslandvegetaties momenteel nihil omwille van de beschaduwing en nutriëntenaanrijking (via bladval). In tabel 3 wordt dan ook voorgesteld om slechts één maaibreedte te maaien aan land- en waterzijde.

Het bermtraject heeft echter een grote ecologische potentie omwille van de brede bermen (landzijde is veelal tot 15 m breed). Streefdoel is een soortenrijke graslandvegetatie met, lokaal, een mozaïek van waardevolle struwelen (éénstijlige meidoorn, sleedoorn, rozen, iep). Wanneer in de toekomst bomenrijen worden gerooid in bepaalde trajecten en niet meer worden vervangen of in een minder dens plantpatroon, dan ontstaan er geschikte lichtcondities voor soortenrijke graslandvegetaties. Voor omvorming van een verruigde of verarmde graslandvegetatie naar een doelvegetatie is een maai-beheer over de volledige breedte van de berm noodzakelijk (met zorgvuldige afvoer van het maaisel, tabel 3).

Middenberm

Op de middenberm tussen het Afleidingskanaal van de Leie en het Leopoldkanaal groeit vooral een verruigde of verarmde graslandvegetatie (zevenblad-ridderzuring bermtypen, dolle kervel-ijle dravik bermtypen en witte klaver-Engels raaigras bermtypen). Tussen Strobrug en Leestjesbrug en tussen Jacksenbrug en Platheulebrug groeit lokaal een gras-kruidentmix door het voorkomen van gulden sleutelbloem (enkel tussen Strobrug en Leestjesbrug), witte klaver, kleine klaver, liggende klaver, gewoon biggenkruid, klein streepzaad, scherpe boterbloem, veldzuring en goudhaver (Van Kerckvoorde, 2010; Van Kerckvoorde, 2016b). Redenen van de veelal verarmde en verruigde graslandvegetatie die momenteel groeit op de middenberm omvatten beschaduwing en nutriëntenaanrijking (bladval) als gevolg van verschillende rijen oude populieren en schapenbegrazing zonder het inbouwen van rustperiodes.

De middenberm heeft een grote ecologische potentie omwille van de breedte (veelal 25 m). Ecologisch streefdoel is een soortenrijke graslandvegetatie met lokaal struwelen. Wanneer de populieren worden gerooid en niet meer worden vervangen of in een minder dichte plantpatroon, dan ontstaan er geschikte lichtcondities voor soortenrijke graslandvegetaties. Een maaibeheer van de middenberm is nodig voor omvorming van een verruigde of verarmde graslandvegetatie naar een soortenrijke graslandvegetatie. Wanneer begrazing (via TPG - toepassing precair gebruik) wordt aangehouden is een maaibeheer raadzaam. Bij maaibeheer worden minder nutriënten afgevoerd in vergelijking met maaibeheer waardoor de omvorming van soortenarm naar soortenrijk grasland geen garantie is. Opvolging van de vegetatie en eventuele bijsturing van het beheer is dan ook wenselijk.

5.2 Beheer van riet

Rietvegetaties hebben een belangrijke ecologische waarde en worden dan ook zoveel mogelijk behouden of verder ontwikkeld. Zo heeft riet een groot faunistisch belang. Overjarig riet in het voorjaar is noodzakelijk 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). Bovendien zorgt rietbegroeiing voor de bescherming van oevers via het temperen van golven (afkomstig van wind of scheepvaart) of stromingen (CUR, 1999) en via het vasthouden van de bodem via wortels of rizomen.

Riet aan de waterlijn of onderaan het talud kan de visuele controle van de oevers bemoeilijken. Door een maaibeheer van rietvegetaties worden de oevers terug zichtbaar. Tevens kan een ecologisch correct uitgevoerd maaibeheer verruiging (met bv. grote brandnetel, braam, kleeftuig of haagwinde) en verbossing van rietvegetaties tegenhouden (Vandenbussche et al., 2002). Wintermaaien is een geschikt beheer voor de instandhouding van rietvegetaties.

Het is wenselijk om rietvegetaties te maaien volgens een rotatiesysteem zodat steeds een deel overjarig riet aanwezig is (Claus & Janssens, 1994). In de literatuur wordt dikwijls een periodiek maaibeheer om de 3 jaar aangegeven (zoals in Claus & Janssens, 1994 en ter Heerdt, 2010). Het maaibeheer dient te gebeuren in de winterperiode (tussen november tot en met februari). Het maaisel dient te worden weggehaald om voedselaanrijking tegen te gaan. Geschikt materiaal voor het maaien van rietvegetaties is een maaibalk of -korf (Claus & Janssens, 1994).

Wanneer riet verder in het water oprukt en zorgt dat het vereiste doorstroomprofiel niet meer voldoet kan ruiming van riet worden overwogen. Dit houdt in dat de rietvegetatie en de wortelstokken worden afgevoerd. Wanneer ruiming wenselijk is worden de praktische afspraken best samen met ANB bepaald (wegens de juridische bescherming van riet, meer bepaald een verbod van vegetatiewijziging aangegeven in het Natuurdecreet van 21 oktober 1997 en het uitvoeringsbesluit van 3 juli 2009).

5.3 Beheer van houtige vegetatie

Langs het Afleidingskanaal van de Leie komen locaties met ononderbroken struweelvegetaties beperkt voor aan de waterzijde (zie Van Kerckvoorde, 2010). Een voorstel van beheer voor houtige vegetaties aan de waterzijde is hakhoutbeheer met een omlooptijd van 6 jaar en in trajecten van 500 m. Hakhoutbeheer betekent het periodiek afzetten van bomen of struiken dicht bij de grond. Voor struwelen aan de landzijde wordt een omlooptijd van 12 jaar voorgesteld. Dergelijke beheervorm wordt tevens aanbevolen in recent uitgewerkte bermbeheerplannen (Dender: Landmax, 2016; Bovenschelde: Landmax, 2014). Wanneer struwelen worden afgezet zijn volgende maatregelen aangewezen:

- Het afzetten van de struwelen gebeurt preferentieel vanaf november tot en met februari.
- Wanneer nog geen knot is gevormd wordt afgezet op minimaal 10 cm en maximaal 20 cm boven het maaiveld.
- Indien al een knot gevormd is, dan worden de takken best op zo'n 5-10 cm boven de knot afgezet. Dit om de kans voor het uitlopen vanuit slapende knoppen te verhogen.
- Het afzetten van de bomen of 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 verrijking van de vegetatie.
- Bodemverdichting en -verstoring dienen te worden voorkomen. Het kapot rijden van bermen en taluds is niet toegestaan.

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") (de getallen in de codes verwijzen naar hun verspreiding in België, namelijk 1: geïsoleerd, 2: beperkt, 3: wijdverspreid). 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").

5.4.1 Japanse en Boheemse duizendknoop

Een grote populatie Japanse duizendknoop groeit langs het Afleidingskanaal van de Leie op de linkeroever net stroomafwaarts de brug van de A11. Bij infrastructuurwerken te Nevele in functie van het project Seine-Schelde is grondverzet gebeurd met grond geïnfecteerd door wortelstokken en/of stengelfragmenten van Japanse duizendknoop. Als gevolg duiken massaal jonge stengels van Japanse duizendknoop op tussen Nevelebrug en de kruising met het Kanaal Gent-Brugge (Foto 1 en kaart 6).



Foto 1. Jonge stengels van Japanse duizendknoop langs het Afleidingskanaal van de Leie te Nevele duiken op als gevolg van grondverzet met besmette grond. Foto boven en foto rechtsonder: de linkeroever net stroomopwaarts Merendreebrug. Foto linksonder: de rechteroever net stroomopwaarts brug E40.

Enmaal gevestigd is Japanse en Boheemse duizendknoop één van de moeilijkst te bestrijden invasieve exoten. Zie ook: <https://www.ecopedia.be/planten/japanse-duizendknoop-incl-sachalinse-duizendknoop-en-kruising>. Maaien kan de uitbreiding in de hand werken 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. Vandevoorde et al. (2017) en Thoonen & Willems (in voorbereiding) 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 worden de populaties duizendknoop ongemoeid gelaten. Hoe minder ze verstoord worden, hoe minder duizendknoop gestimuleerd wordt om ondergrondse uitlopers te vormen en bijgevolg hoe trager de uitbreiding. Bij nulbeheer vermindert ook het risico dat stengel- en wortelstokfragmenten ontstaan en zich verspreiden. Populaties van Japanse duizendknoop op bermten kunnen duidelijk worden gemarkeerd zodat ze niet worden gemaaid tijdens de reguliere maaibeurt. Klepelmaaaien van invasieve duizendknoop wordt afgeraden, omdat de invasieven de potentie hebben om vanuit wortel- of stengelfragmenten opnieuw uit te groeien, zodat de verspreiding naar nieuwe locaties in de hand wordt gewerkt (Thoonen & Willems, in voorbereiding).

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 kan worden gemaaid voorafgaand aan de reguliere maaibeurt waarbij het maaisel zorgvuldig wordt afgevoerd en correct wordt verwerkt.

Zowel runderen, geiten, paarden als schapen eten Japanse duizendknoop, en dan vooral de jonge scheuten. Onder grasbeheer blijft Japanse duizendknoop over het algemeen aanwezig maar met lagere densiteiten. Als gevolg kunnen inheemse soorten zich vestigen in populaties van Japanse duizendknoop.

Door rond de populatie Japanse duizendknoop een gordel van struiken aan te planten kan de laterale expansie een halt worden toegeroepen omdat de soort schaduwintolerant is. Best wordt gekozen voor struiken die snel groeien en een gesloten bladerdek vormen zoals hazelaar, grauwe wilg of Duitse dot. De struiken moeten op enige afstand (ca. 2 m) van de huidige populatie worden aangeplant zodat ze kunnen uitgroeien tot een gesloten struiklaag die al voldoende schaduw geeft vooraleer duizendknoop de struikengordel bereikt. Tevens moet de struikengordel voldoende breed zijn (5-10 m) om te voorkomen dat de wortelstokken van duizendknoop eronderdoor kruipen. De plantafstand wordt eveneens zodanig gekozen dat zich snel een gesloten struiklaag vormt (bijvoorbeeld plantverband van 1x1 m).

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. Er wordt zo diep en zo breed gewerkt als er wortelstokken worden gevonden. In 2017 is dit door INBO toegepast als experiment: in een traject van 250 m (stroomopwaarts Schipdonkbrug) zijn een 100-tal exemplaren uitgestoken.

Uitgraven kan worden toegepast op iets grotere populaties. Best graaft men tot drie meter of zo diep als er wortelstokken in de bodem te vinden zijn. Ook graaft men tot anderhalve meter van de rand van de populatie of zo ver er wortelstokken in de bodem worden aangetroffen.

Japanse duizendknoop kan ook worden verwijderd door het aanbrengen van een zware en dichte folie eventueel bedekt met grond. De folie blijft gedurende minstens 3-5 jaar ter plaatse. De folie moet ook een voldoende grote zone buiten de infectiehaard bedekken en stevig verankerd worden. Langs de Bovenschelde is er geëxperimenteerd met het afdekken van populaties met een worteldoek. Echter, het worteldoek werd beschadigd door het aanbrengen van breukstenen.

5.4.2 Reuzenbalsemien

Reuzenbalsemien is een éénjarige plant die verwijderd kan worden door voor de zaadzetting 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:

[www.ecopedia.be/3070/planten/Reuzenbalsemien%2C oranje%2C tweekleurig en klein springzaad](http://www.ecopedia.be/3070/planten/Reuzenbalsemien%2C%20oranje%2C%20tweekleurig%20en%20klein%20springzaad).

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 Afleidingskanaal van de Leie is de plant nog niet zo wijd verspreid (www.waarnemingen.be) waardoor beheermaatregelen zinvol zijn en beperkte inspanningen vragen.

5.4.3 Reuzenberenklauw

Reuzenberenklauw verspreidt zich via zaden. De bestrijding van reuzenberenklauw moet zich dan ook in de eerste plaats richten op het voorkomen van bloei en zaadzetting, anders is bestrijding niet zinvol. Reuzenberenklauw kan worden bestreden via het doorsnijden van de wortels met een spade op zo'n 10 cm diepte. Dit wordt best verricht in het vroege voorjaar en herhaald in de zomer (Nielsen et al., 2005). Het uitspitten van de planten met wortel en al kan ook een beheermaatregel vormen. Dit zijn vrij arbeidsintensieve methodes en kunnen dus alleen worden toegepast bij kleine populaties. Grote populaties kunnen worden bestreden door een maaibeheer met een frequentie van 2-3x maaien per groeiseizoen. Het maaibeheer verhindert zaadvorming en de opslag van voedingsstoffen in de wortel. Het maaibeheer dient verschillende jaren na elkaar te gebeuren (Nielsen et al., 2005). Graasbeheer blijkt ook een efficiënte beheervorm te zijn. Zoals bij een maaibeheer worden de bovengrondse delen van de plant weggehaald zodat er geen voedingsstoffen geraken naar de wortels en zodat zaadvorming niet kan gebeuren (Nielsen et al., 2005).

Meer informatie over reuzenberenklauw en het bestrijden van de soort is te vinden op:

www.ecopedia.be/620/planten/Reuzenbereklauw.

5.4.4 Rimpelroos

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>.

Referenties

- ANB. (2006). Technisch vademecum graslanden.
- ANB. (2014). Technisch Vademecum Beheer van Invasieve Uitheemse Planten.
- 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.
- Bakker J.P., Elzinga J.A. & de Vries Y. (2002). Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107–120.
- Brys R., Jacquemyn H., Endels P., De Blust G. & M. Hermy. (2004). The effects of grassland management on plant performance and demography in the perennial herb *Primula veris*. *Journal of Applied Ecology* 41: 1080–1091.
- Claus K. & Janssens L. (1994). Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/194/3241/11.
- Cosyns E. & Hoffmann M. (2004). Extensieve begrazing: mogelijkheden en beperkingen. p. 363-405. In: Hermy M., De Blust G. & Sloommaekers 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 et al. (in voorbereiding). *BWK en habitatkartering. Een praktische handleiding*. Graslandsleutel.
- 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.
- Diekmann M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology –a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- Econnection (2003). *Ontwerp-bermbeheersplan voor het Afleidingskanaal van de Leie tussen Deinze en het kanaal Gent-Oostende*.
- Elbersen B.S., Kuiters A.T., Meulenckamp 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- LNE. (2011). *Leidraad natuurtechniek. Ecologisch bermbeheer*. Vlaamse overheid, dienst Natuurtechnische Milieubouw (NTMB).
- Londo G. (1975). De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanenten 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.
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W. & Wade M. (red.) (2005). *Reuzenberenklauw: een praktische handleiding. Richtlijnen voor bestrijding en controle van een invasieve plant*. Forest & Landscape Denmark, Horsholm.
- 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.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Development Core Team (2011). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.
- R Development Core Team (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 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(2): 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. & Sýkora 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.
- 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. (in voorbereiding). Beheeraanpak duizendknoop. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- 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. (2017). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7240339.
- Van de Haterd R.J.W., van den Hengel B. & Keizer P.J. (2009). Lange termijn effecten van maaibeheer in bermen. *De Levende Natuur* 110: 88–94.
- Van Kerckvoorde A. (2010). Algemene beschrijving en bermbeheerplan voor het Afleidingskanaal van de Leie. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2010.1.
- Van Kerckvoorde A. (2011a). Voorstel van methodiek voor de ecologische opvolging van het Afleidingskanaal van de Leie. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2011.16.
- Van Kerckvoorde A. (2011b). A3-kaarten van de bermen van het Afleidingskanaal van de Leie met aanduiding van het voorgesteld maaischema, opgesplitst per maaibeurt; het begrazingsbeheer via TPG en het beheer via Natuurpunt. Nota van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Van Kerckvoorde A. (2016a). 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.
- Van Kerckvoorde A. (2016b). Afwegingskader voor een beheer met een geherderde schaapskudde op de bermen langs het Leopoldkanaal en het Afleidingskanaal van de Leie te Damme. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2016.3471.
- 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.
- Van Kerckvoorde A. & Dhaluin P. (2013). Ecologische opvolging van de bermen en aanliggende W&Z-gebieden langs het Afleidingskanaal van de Leie. 1ste inventarisatie: resultaten veldwerk 2012. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.763172.
- Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt 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.

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.

Wagner M., Kahmen A., Schlumprecht H., Audorff V., Perner J., Buchmann N. & Weisser W.W. (2007). Prediction of herbage yield in grassland: How well do Ellenberg N-values perform? *Applied Vegetation Science* 10: 15–24.

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.

Wickham H. (2009). *ggplot2. Elegant graphics for data analysis*. Springer.

Zwaenepoel A. (1993). Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Ongepubliceerde doctoraatverhandeling, RUG.

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 het Afleidingskanaal van de Leie met de bruggen en spoorovergangen.

Kaart 2. De Shannon-Wiener diversiteitindex in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

Kaart 3. Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

Kaart 4. Het stresstolerant aandeel in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

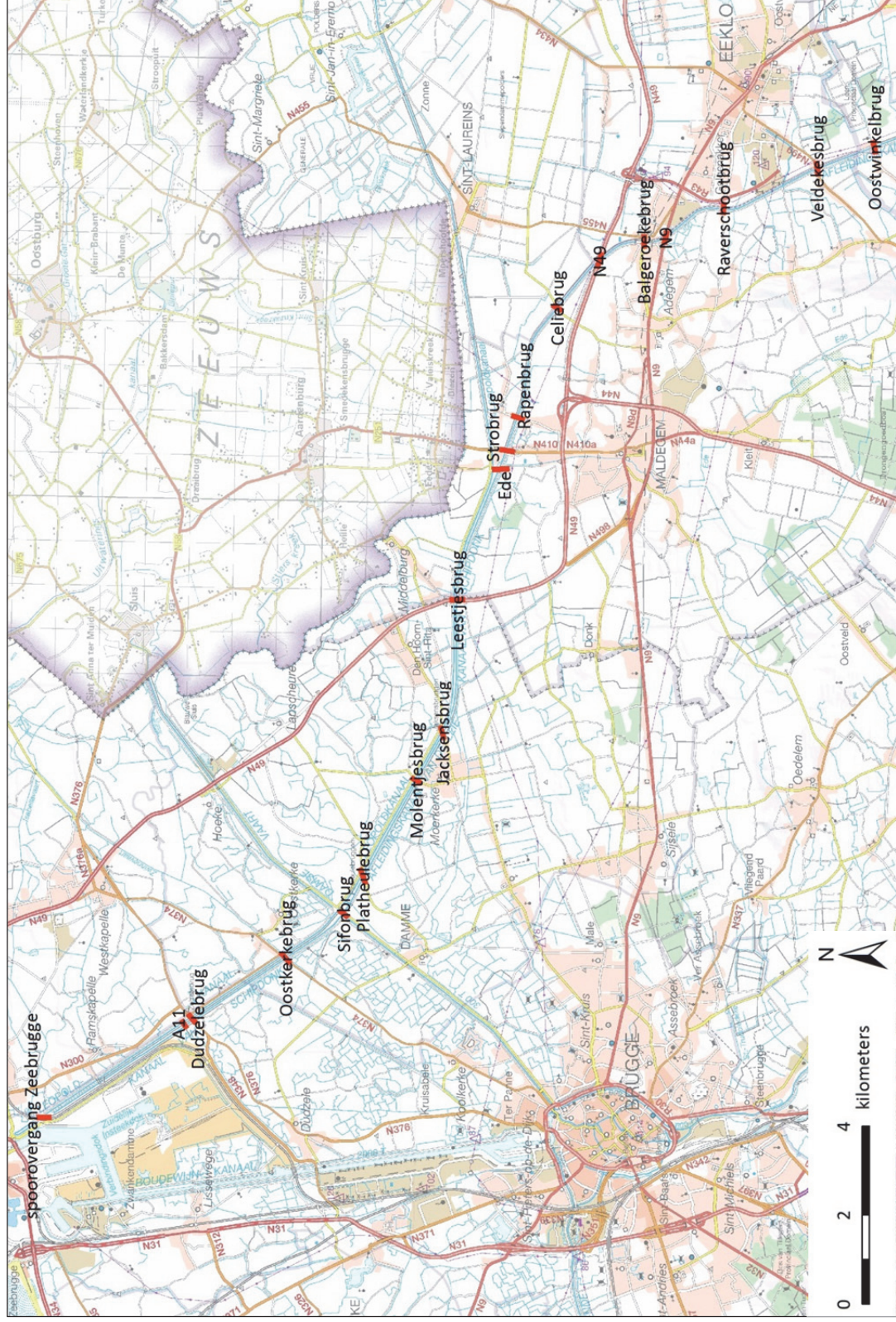
Kaart 5. De bedekking van kernsoorten van glanshavergrasland in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

Kaart 6. Groeiplaatsen van zeer invasieve exoten.

Kaart 7. Groeiplaatsen van riet.

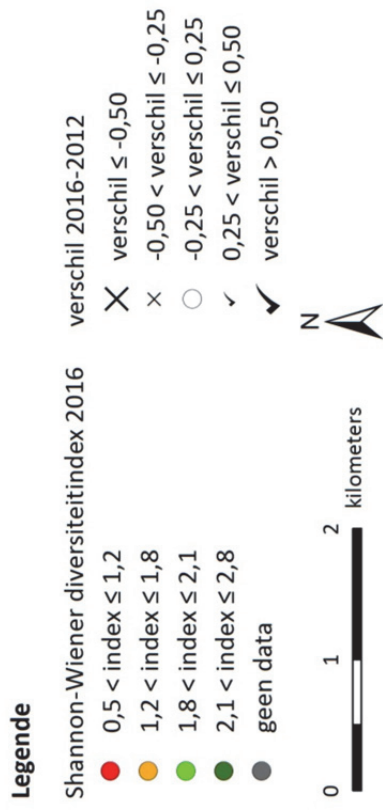
Kaart 8. Voorstel van bermbeheer.

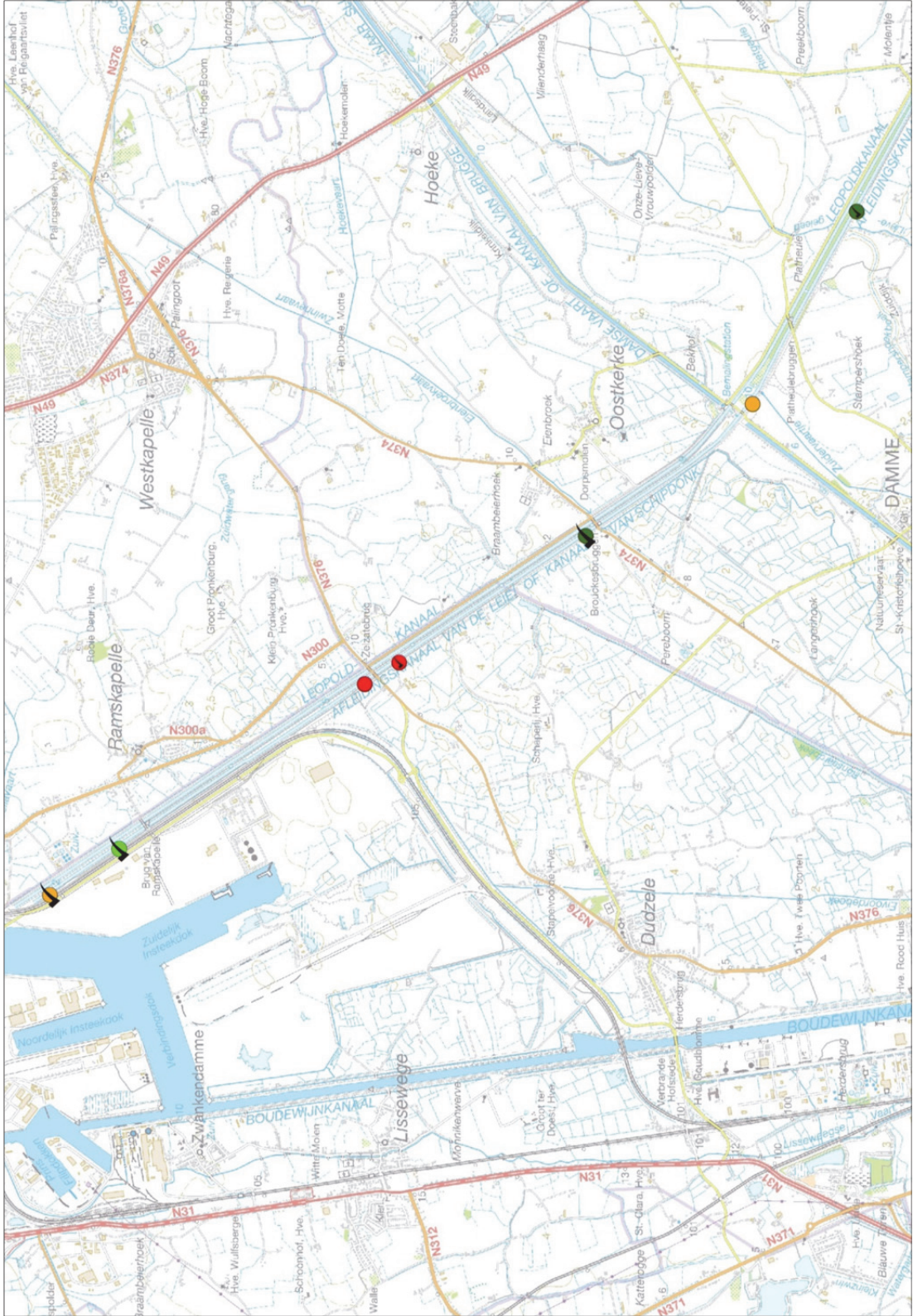
Kaart 1. Situering van het Afleidingskanaal van de Leie met de bruggen en spoorovergangen.



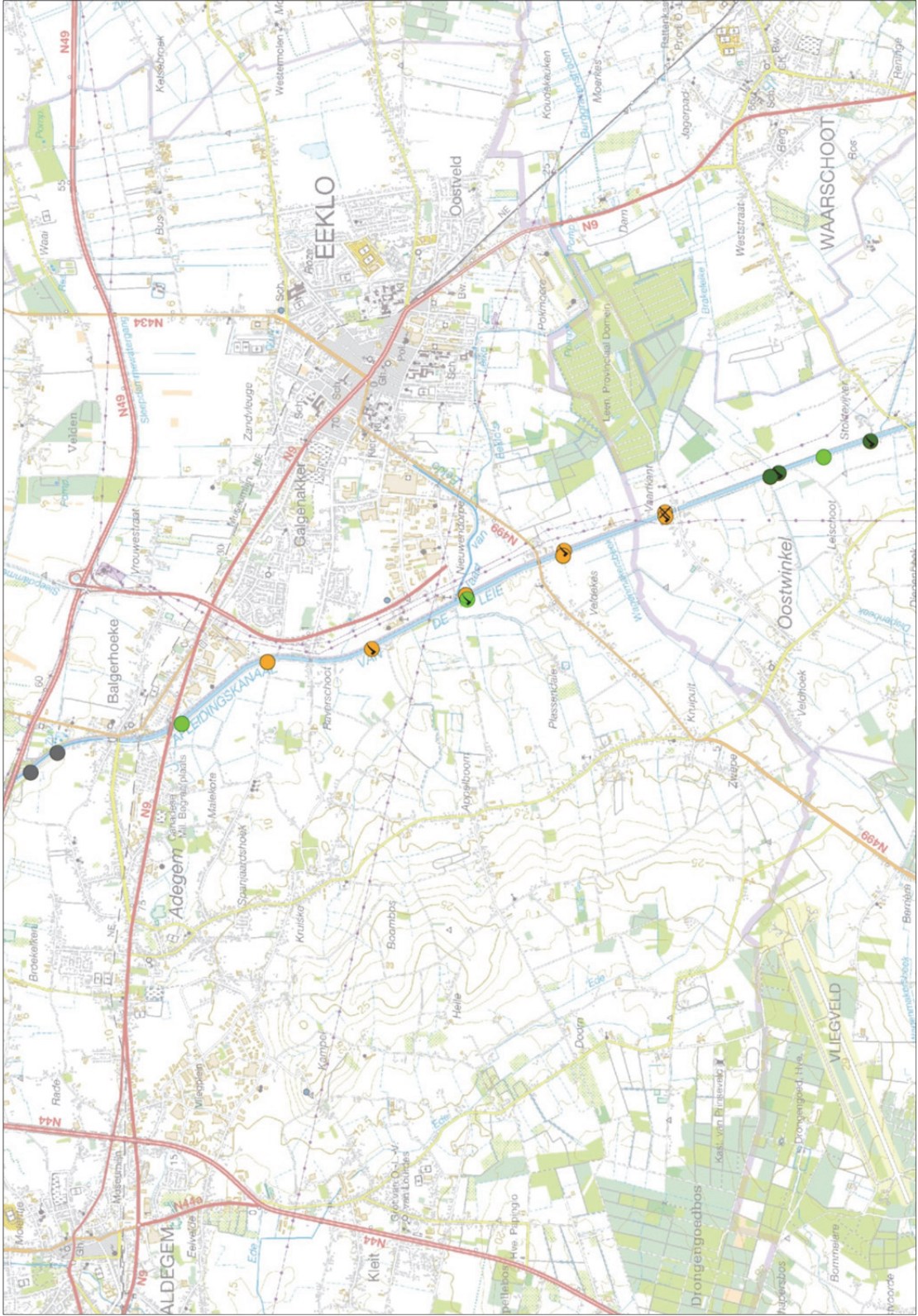


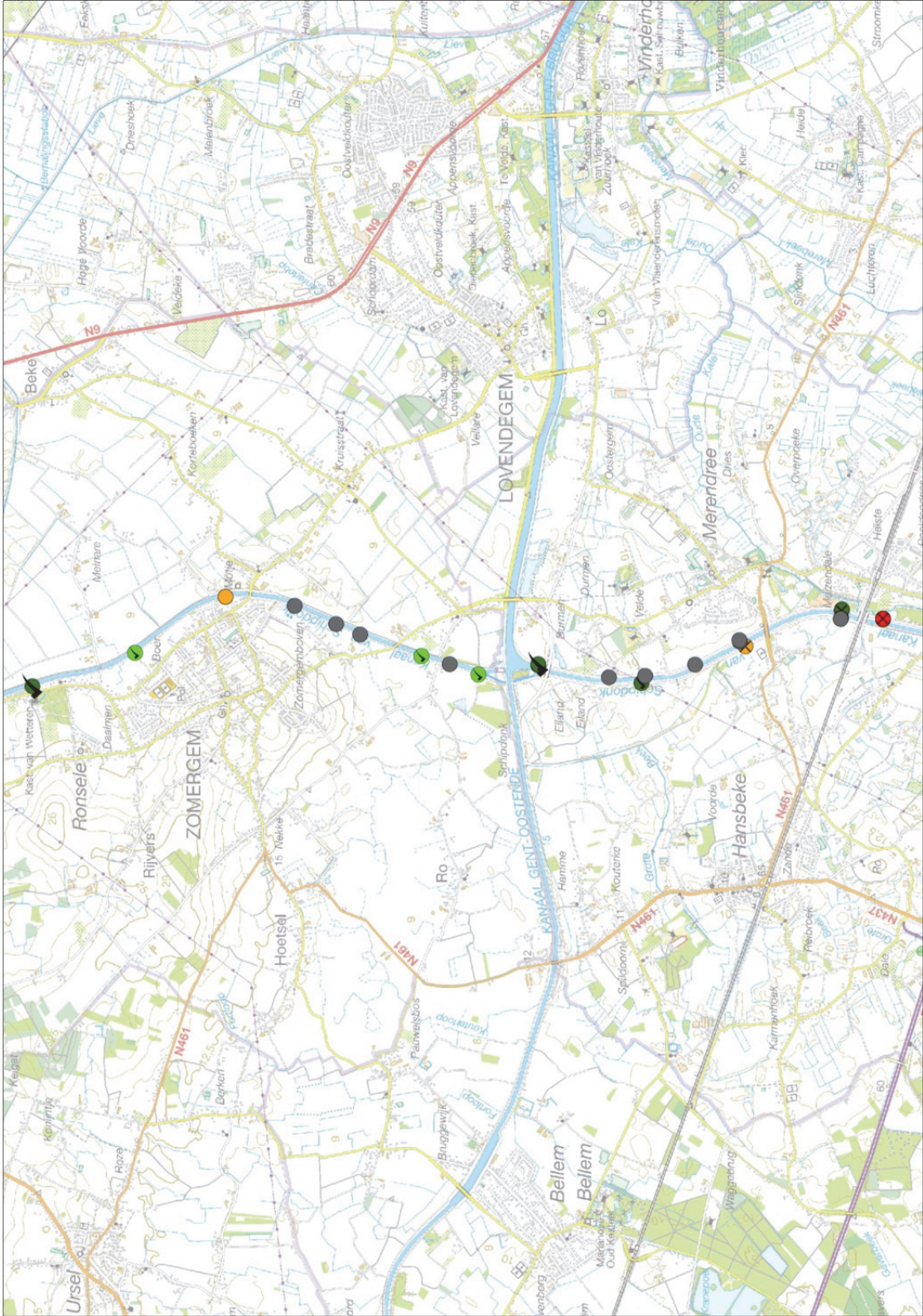
Kaart 2. De Shannon-Wiener diversiteitindex in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

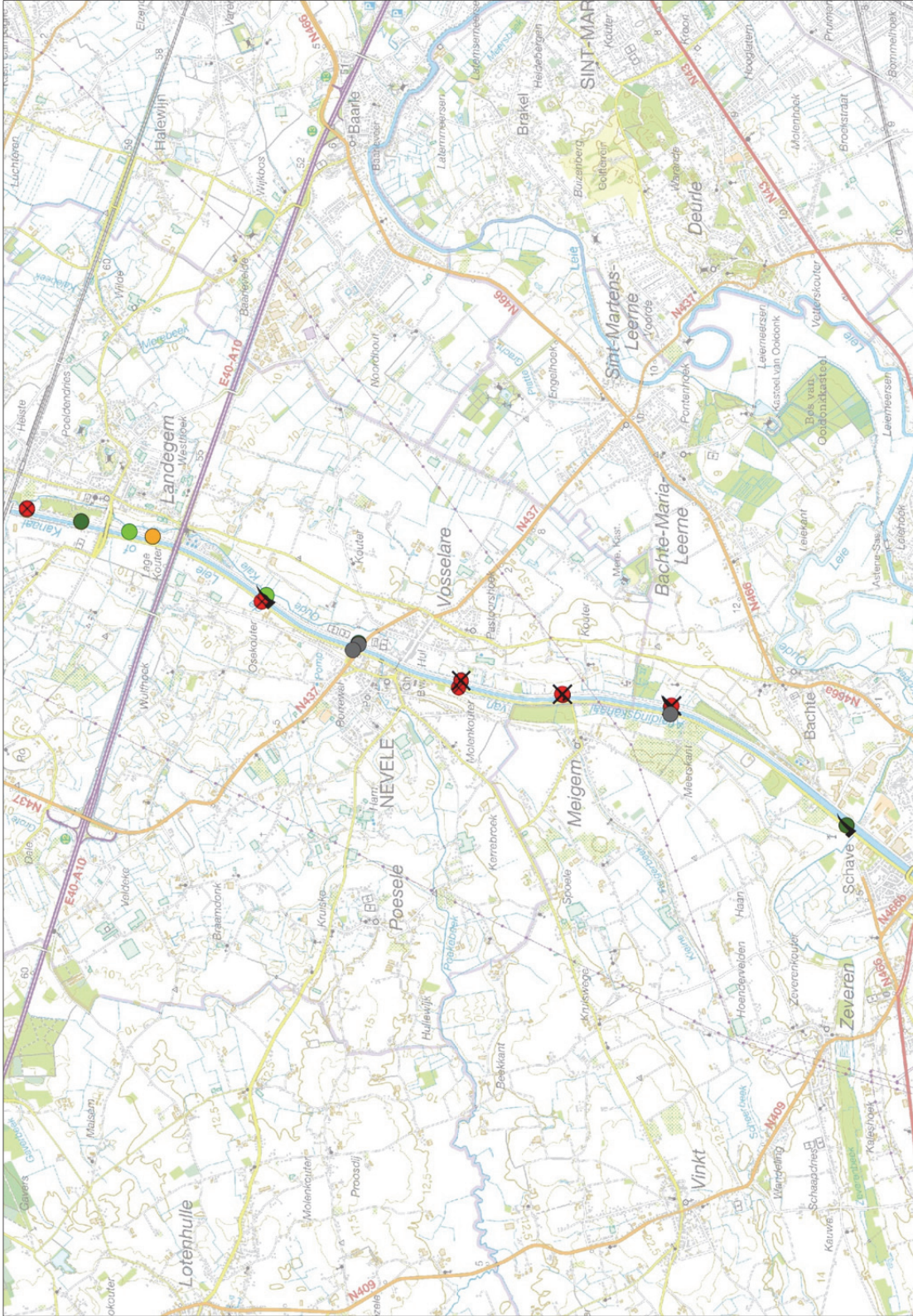




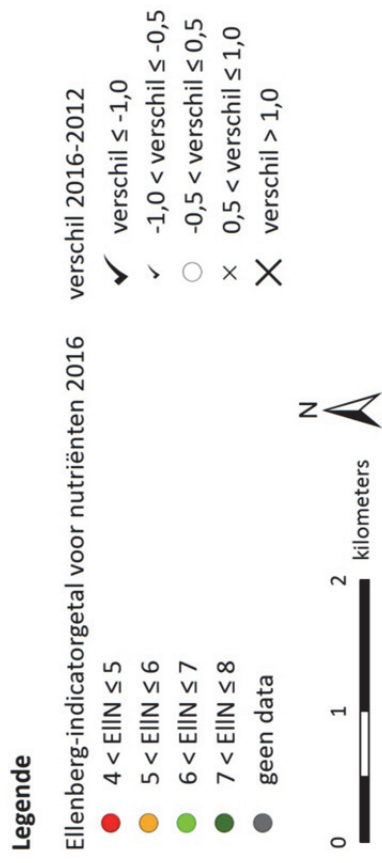


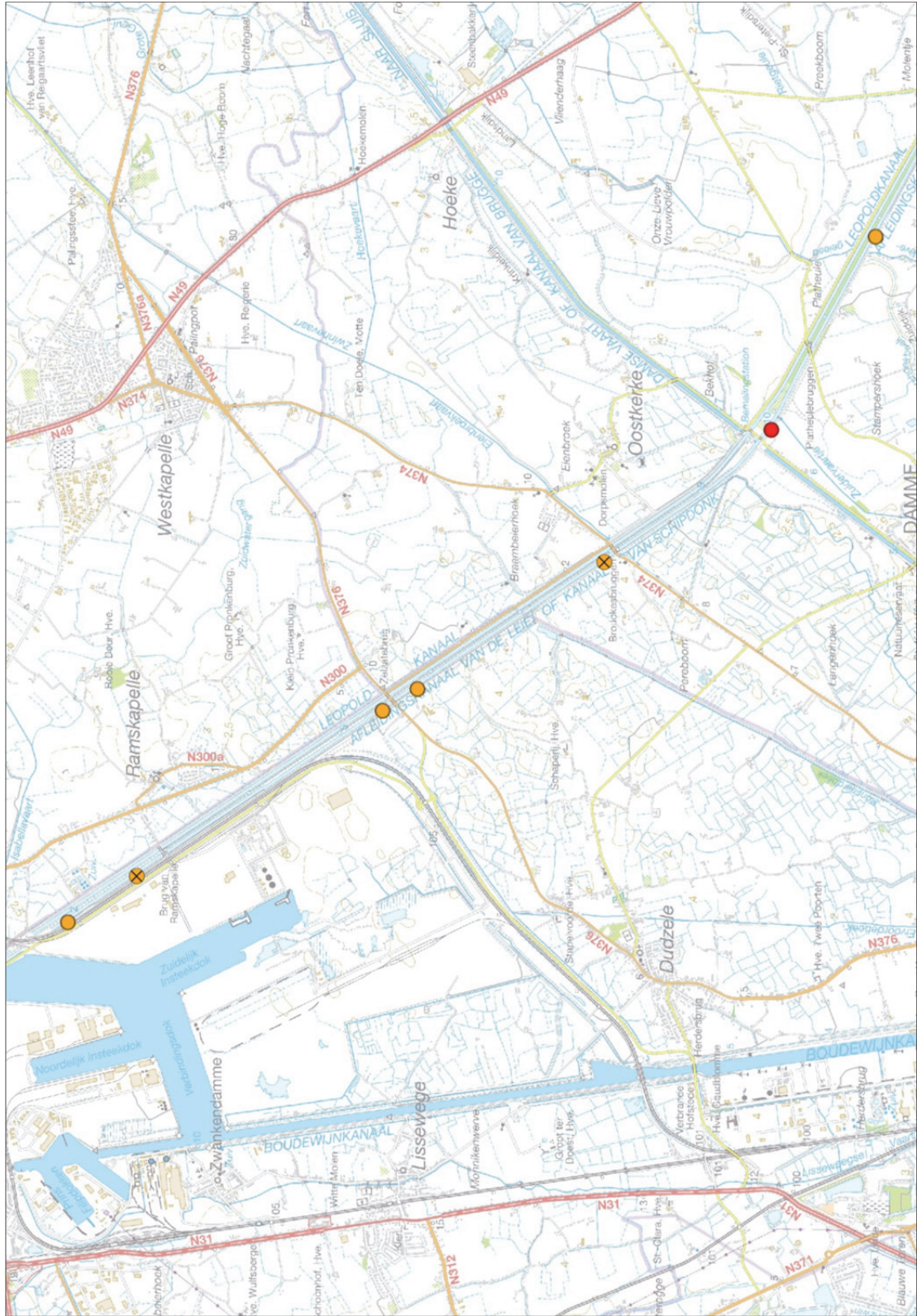


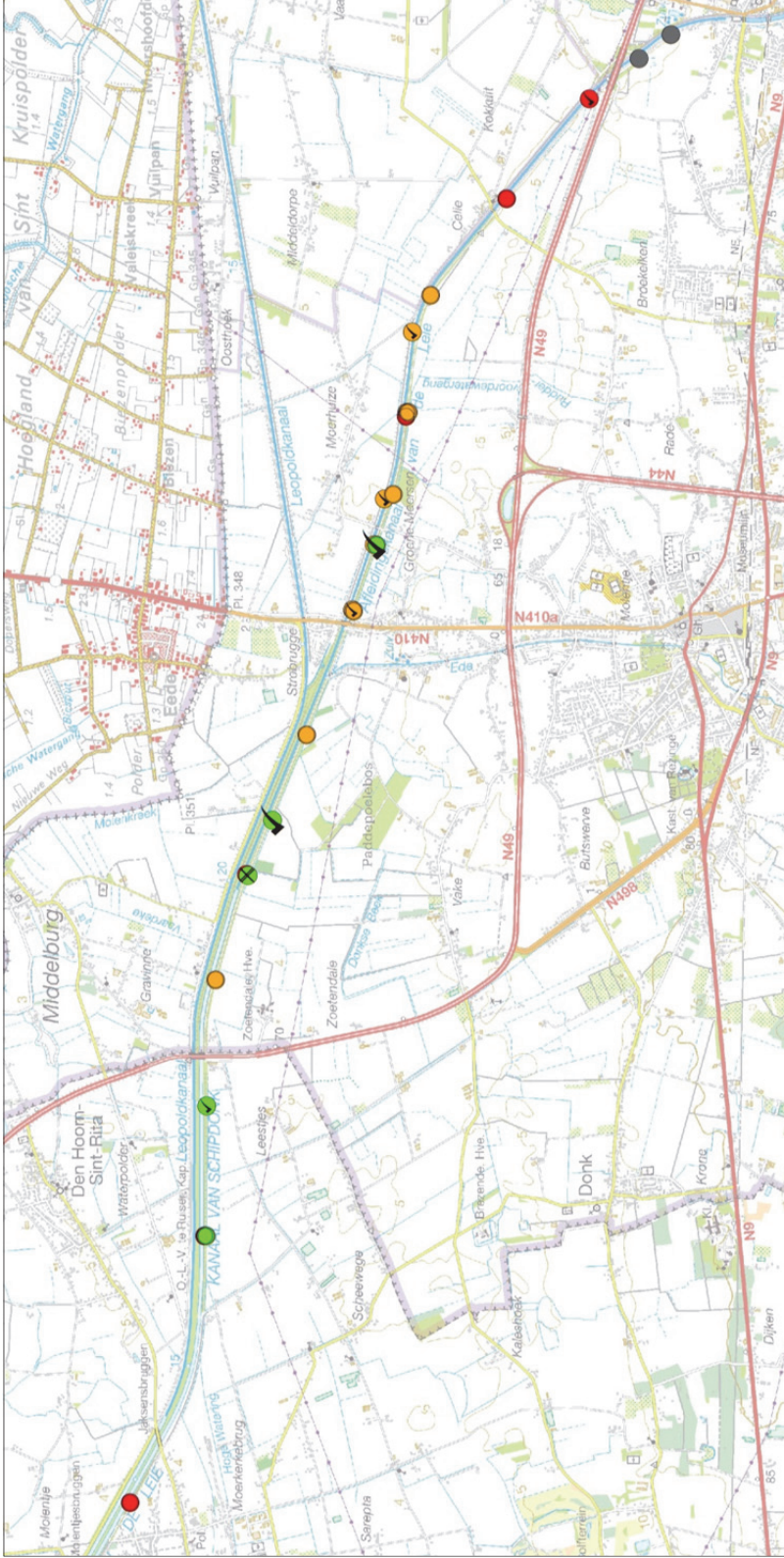


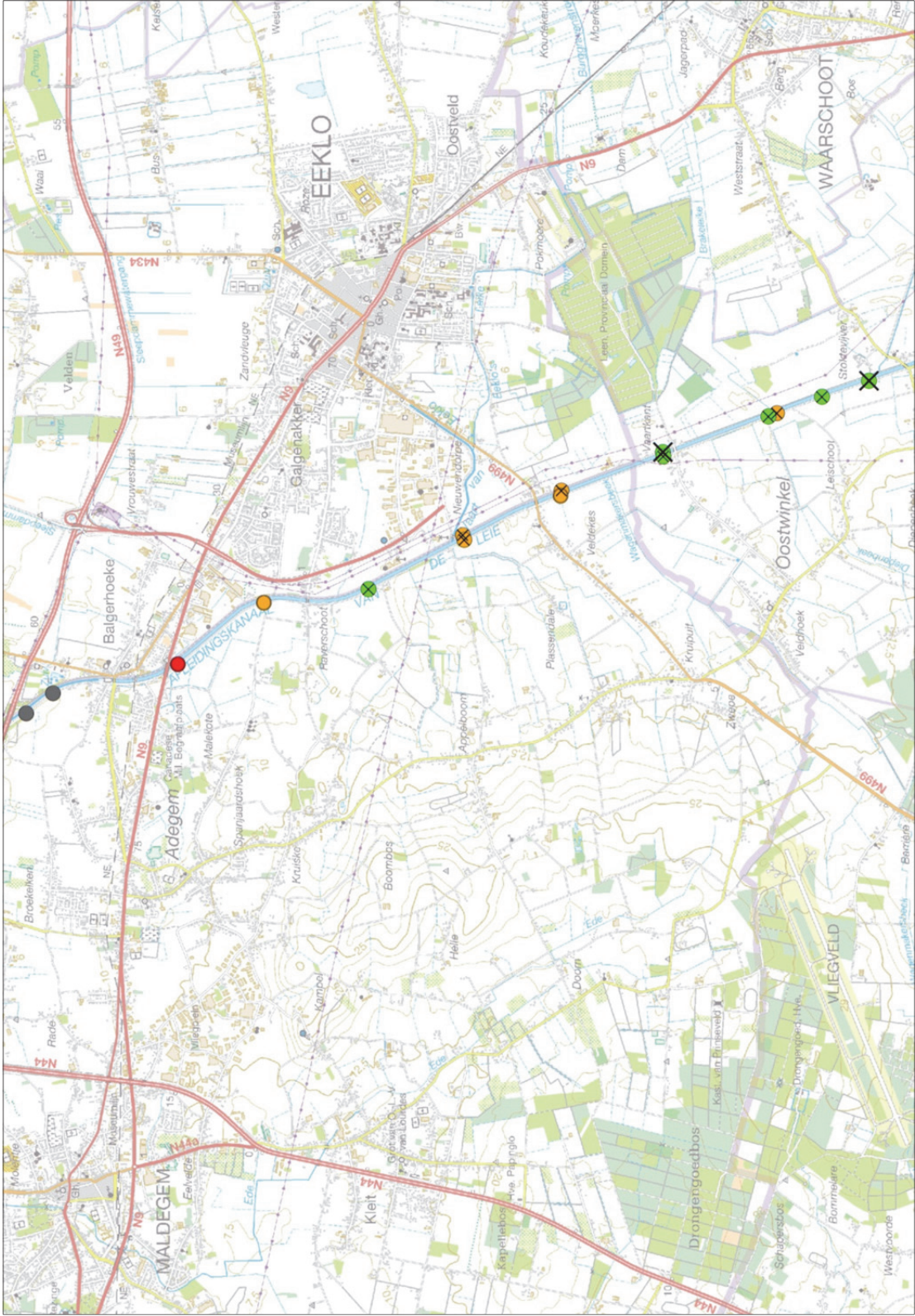


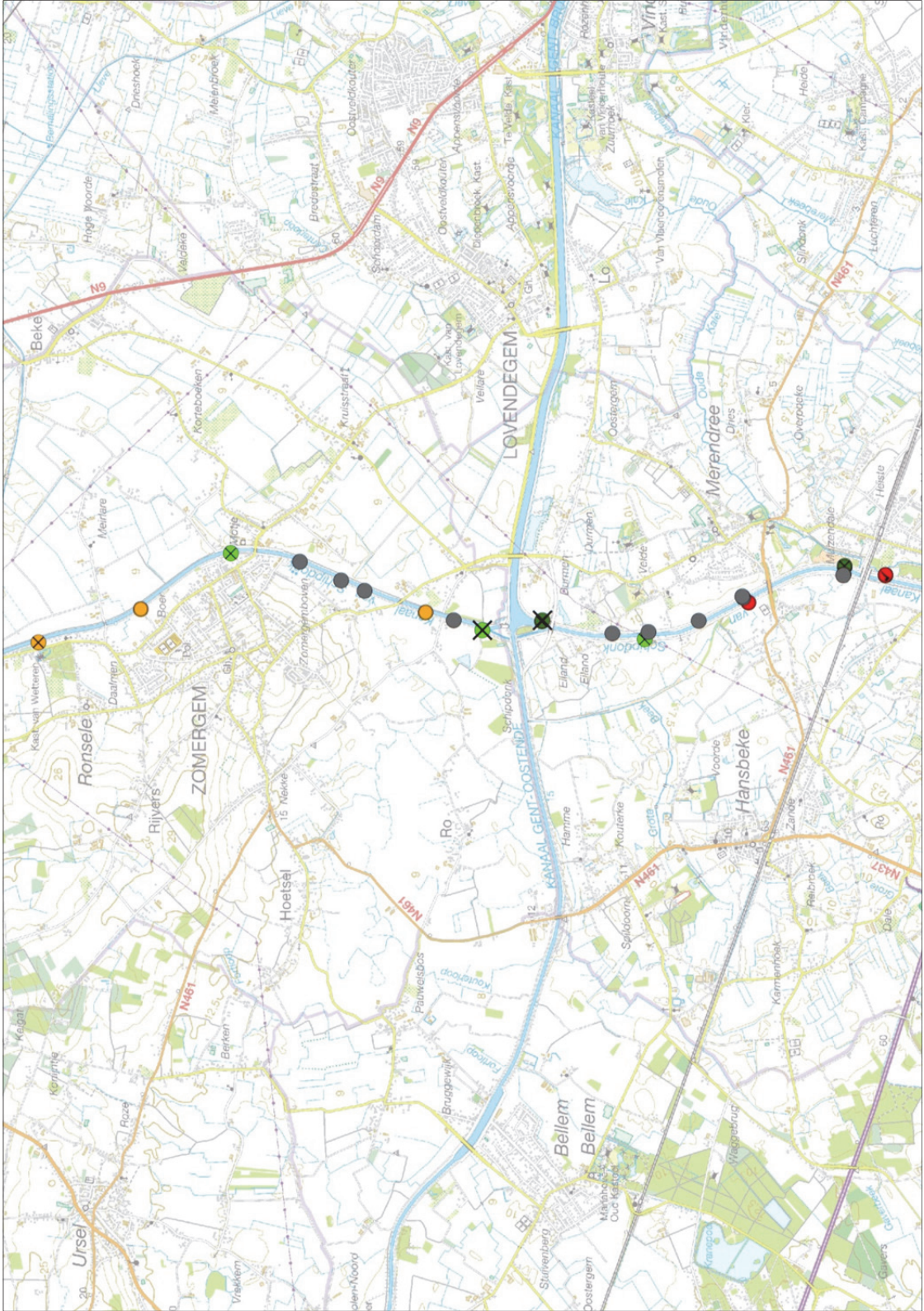
Kaart 3. Het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

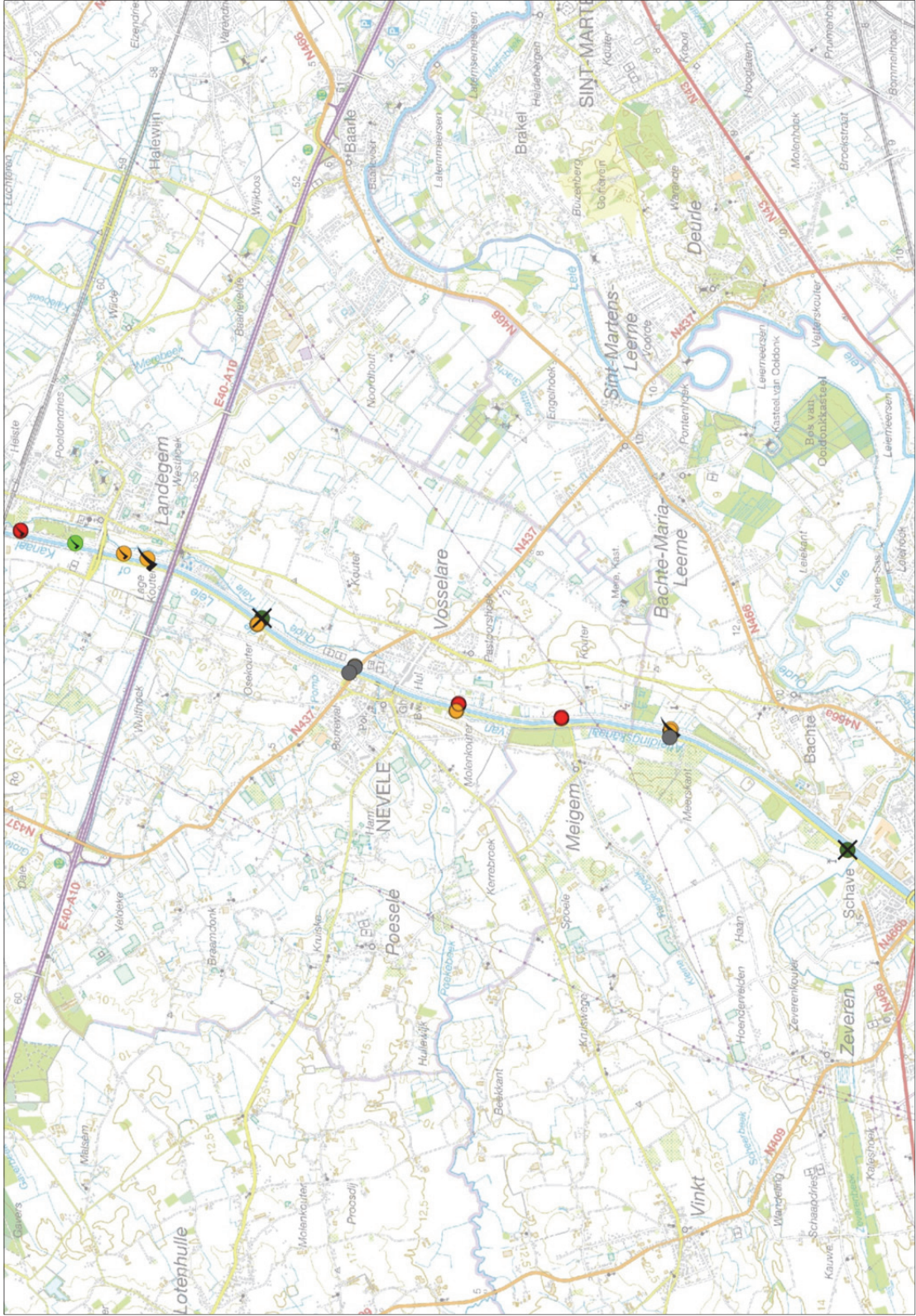




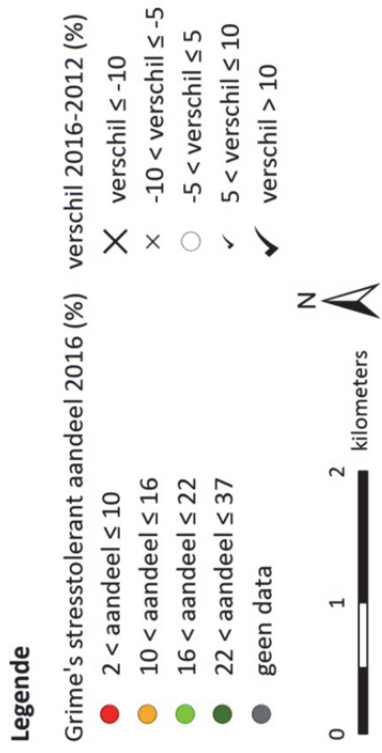


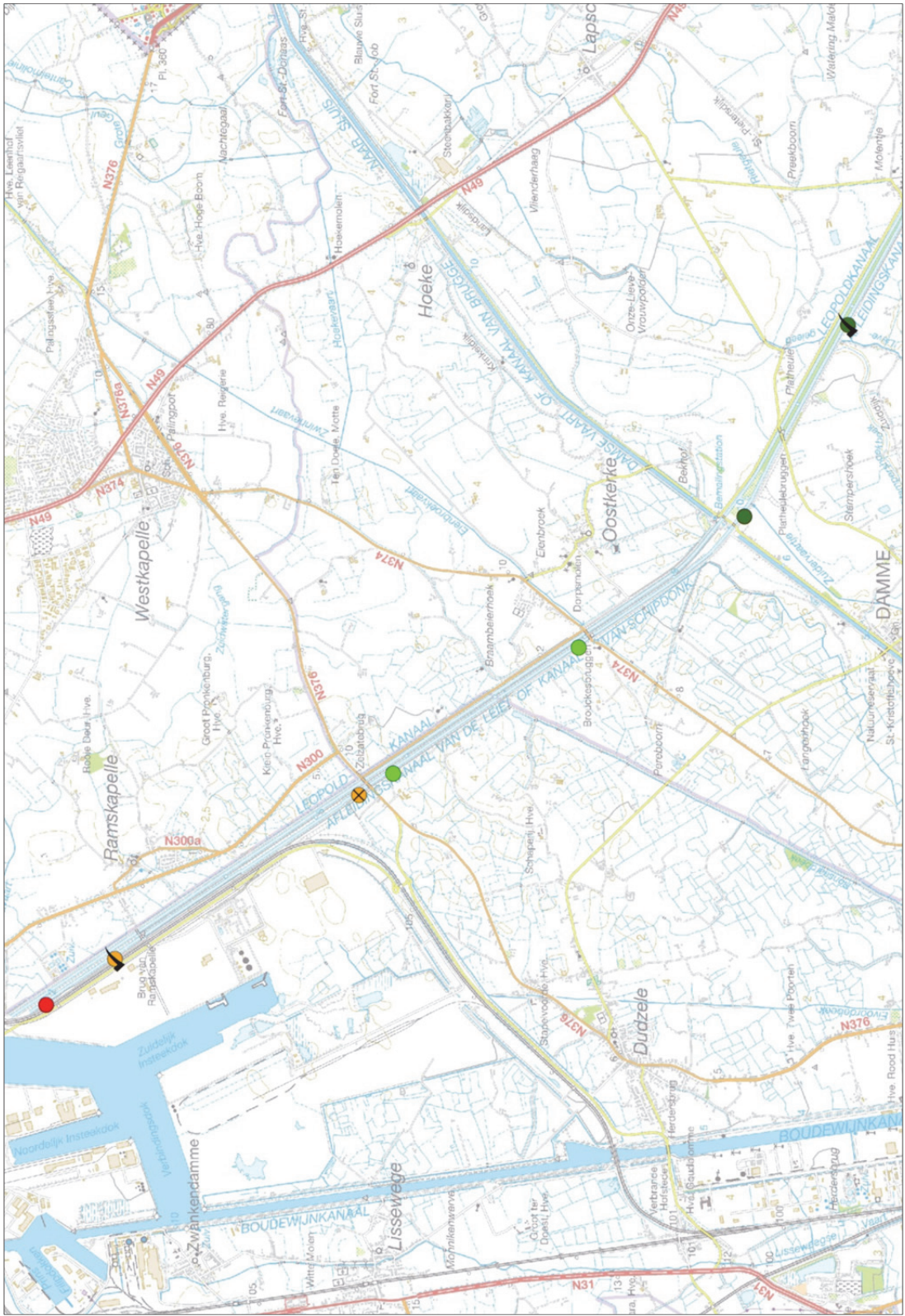


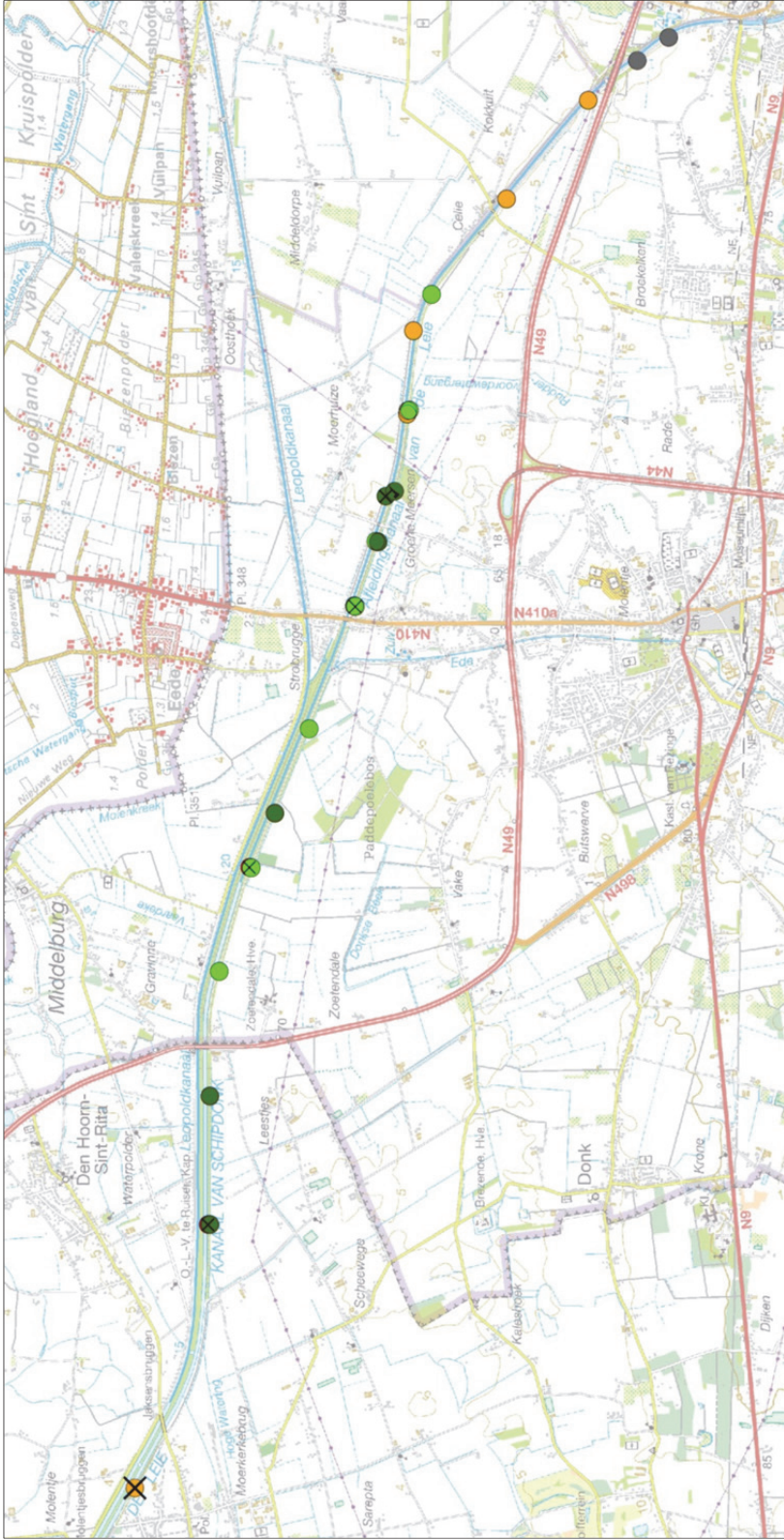


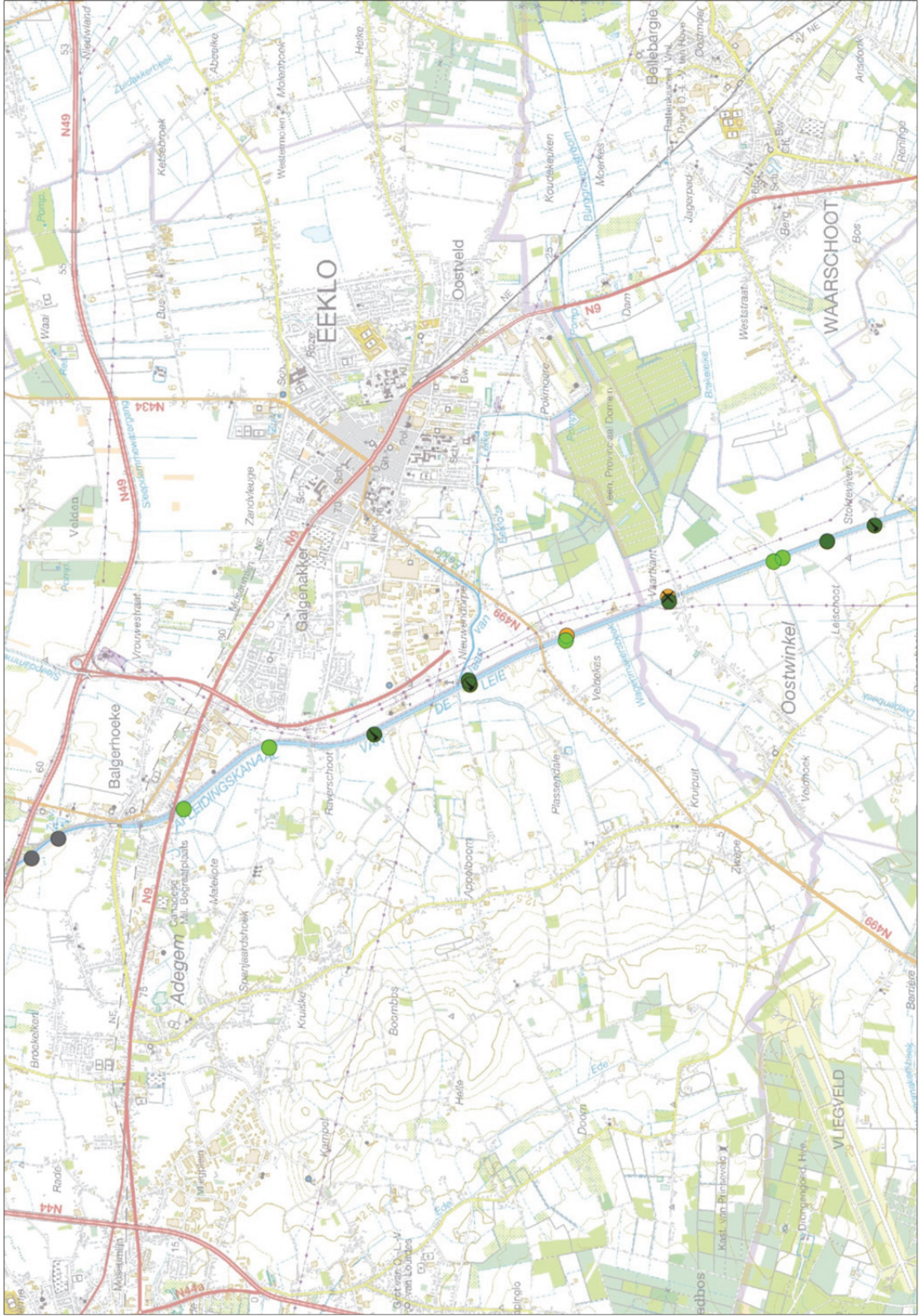


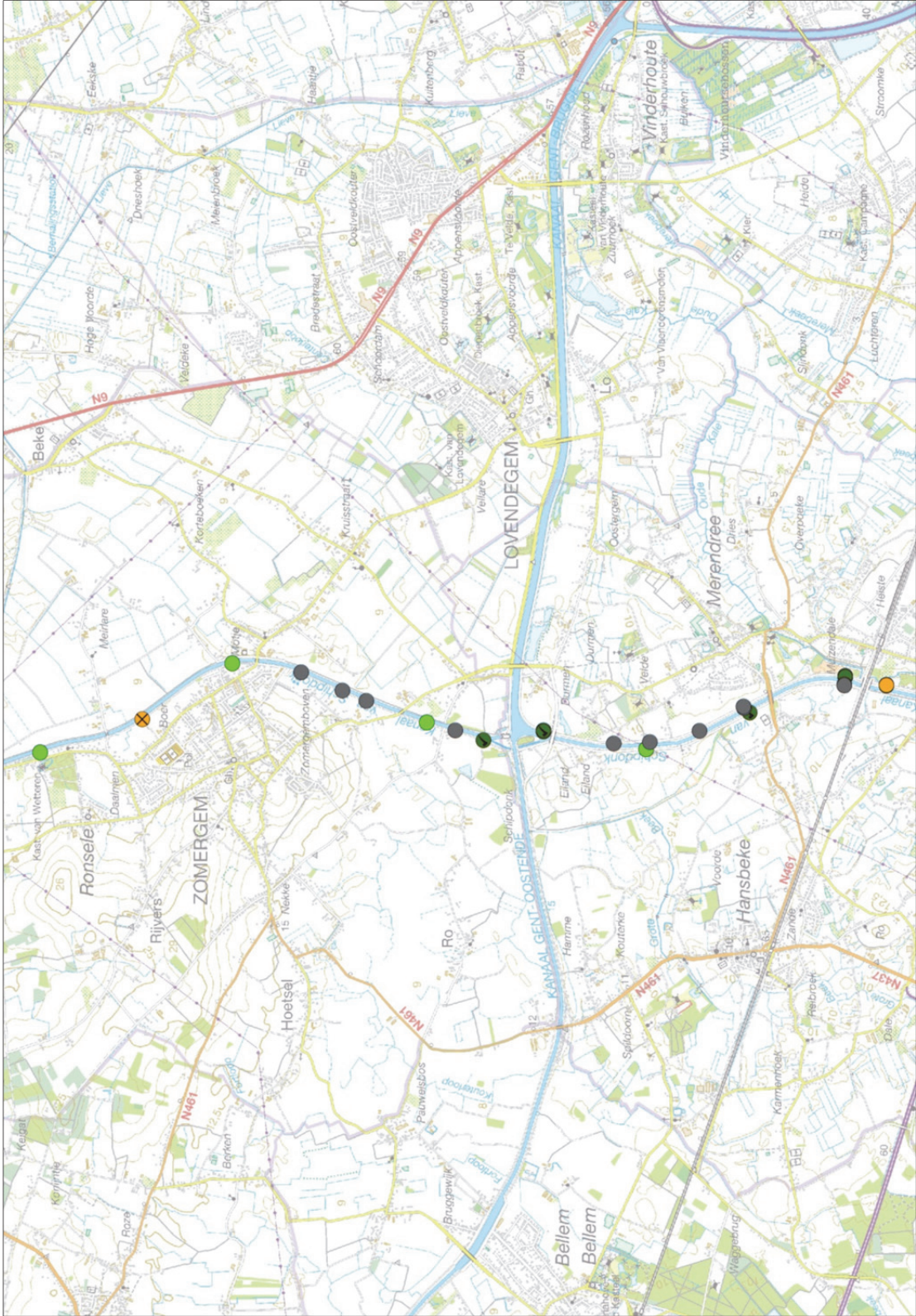
Kaart 4. Het stresstolerant aandeel in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

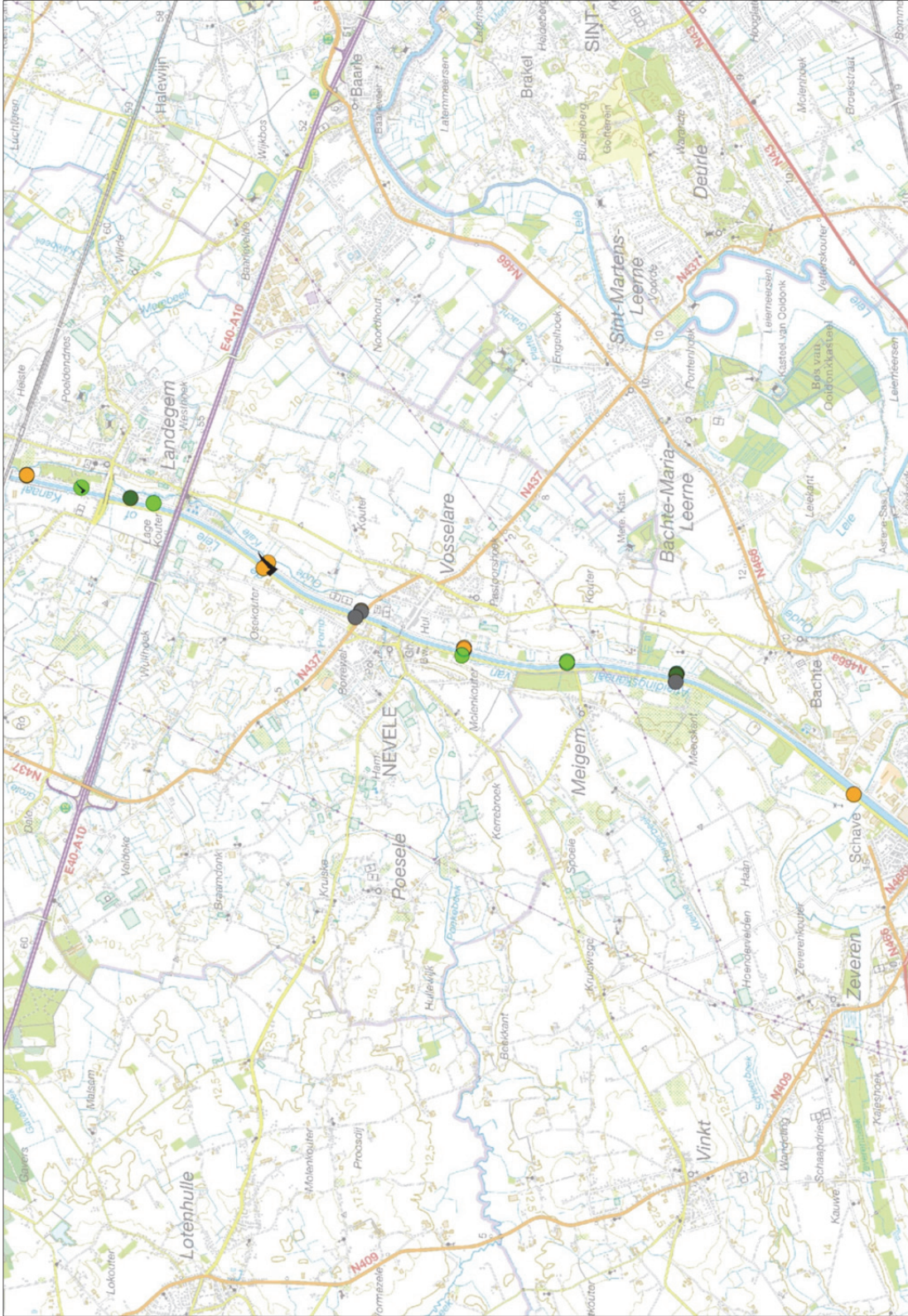




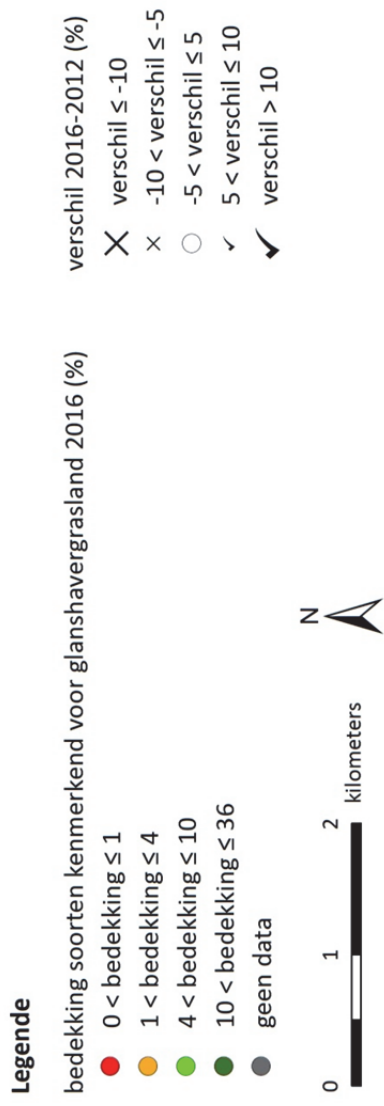






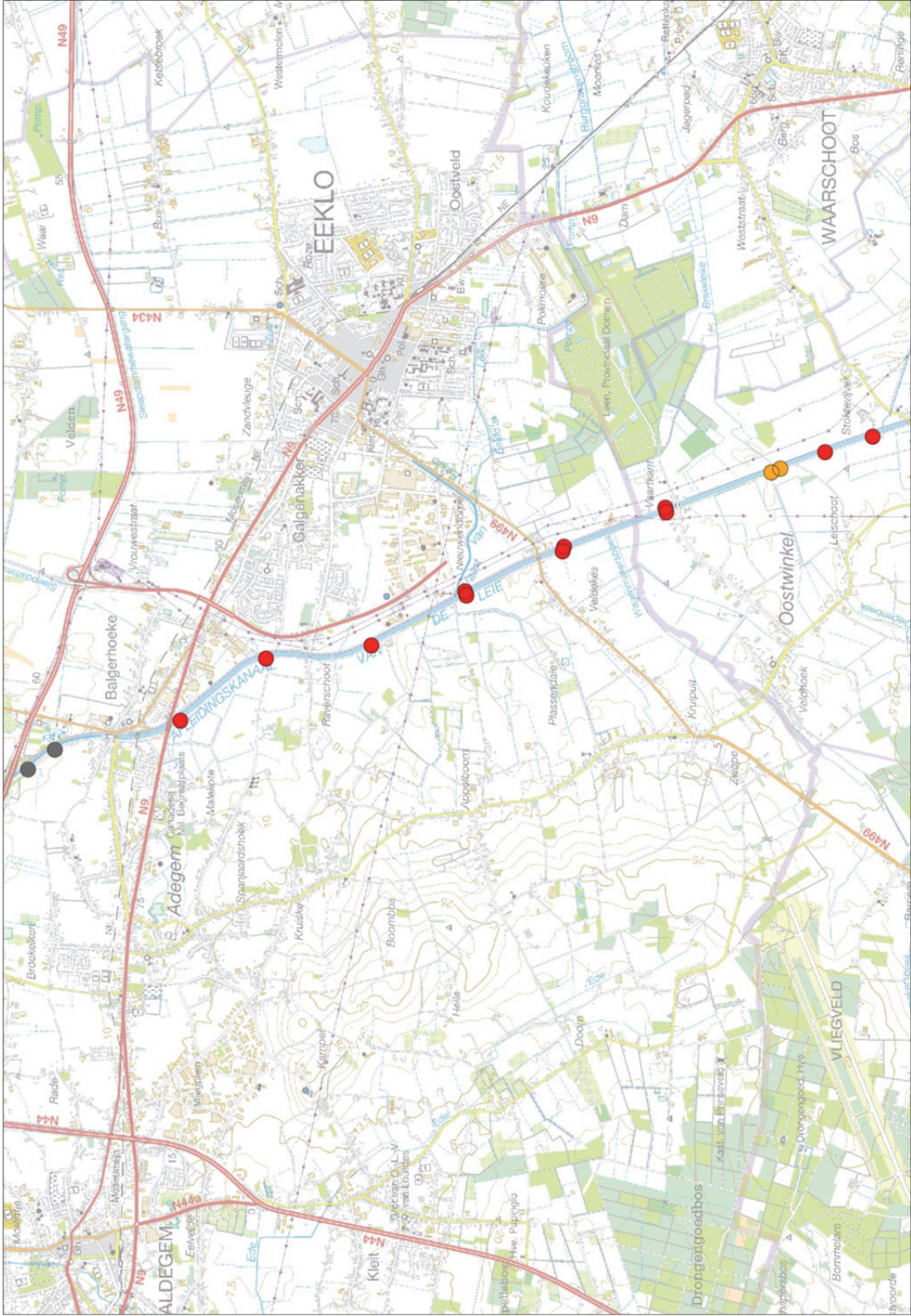


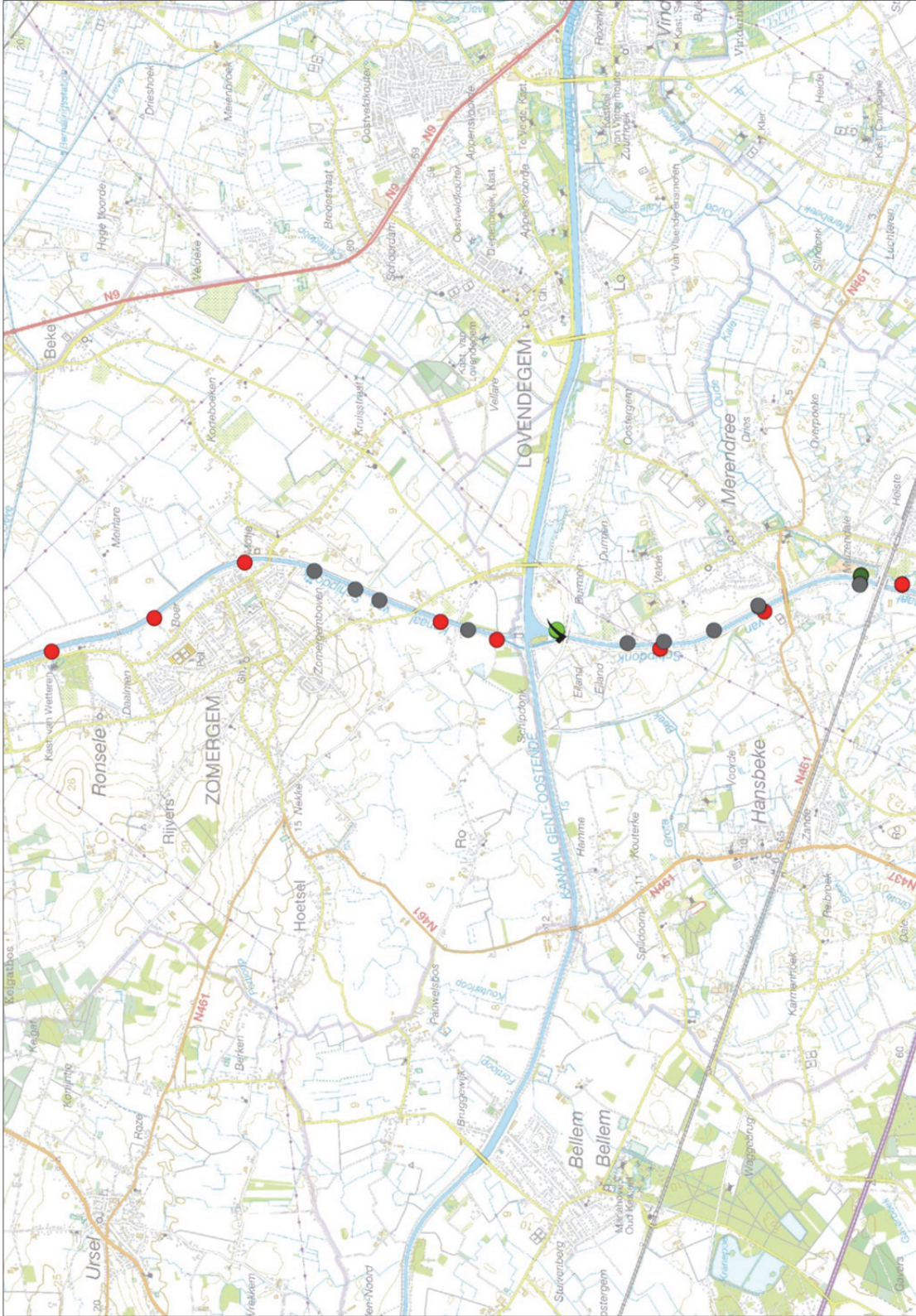
Kaart 5. De bedekking van kernsoorten van glanshavergrasland in 2016 en de veranderingen ten opzicht van 2012.

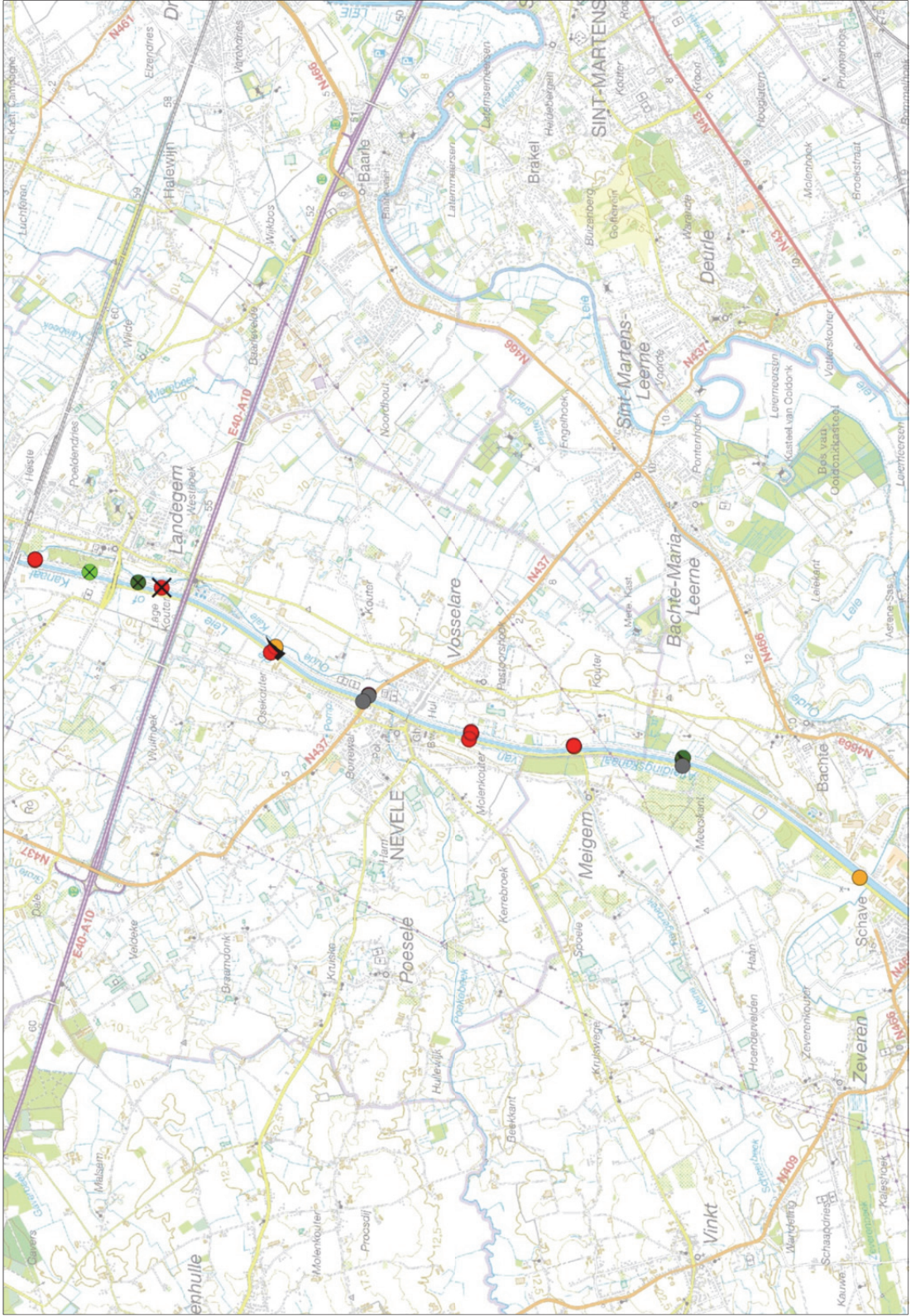




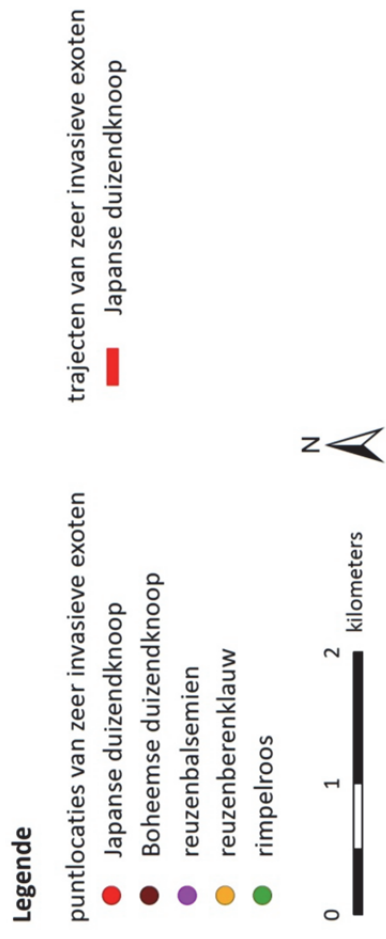




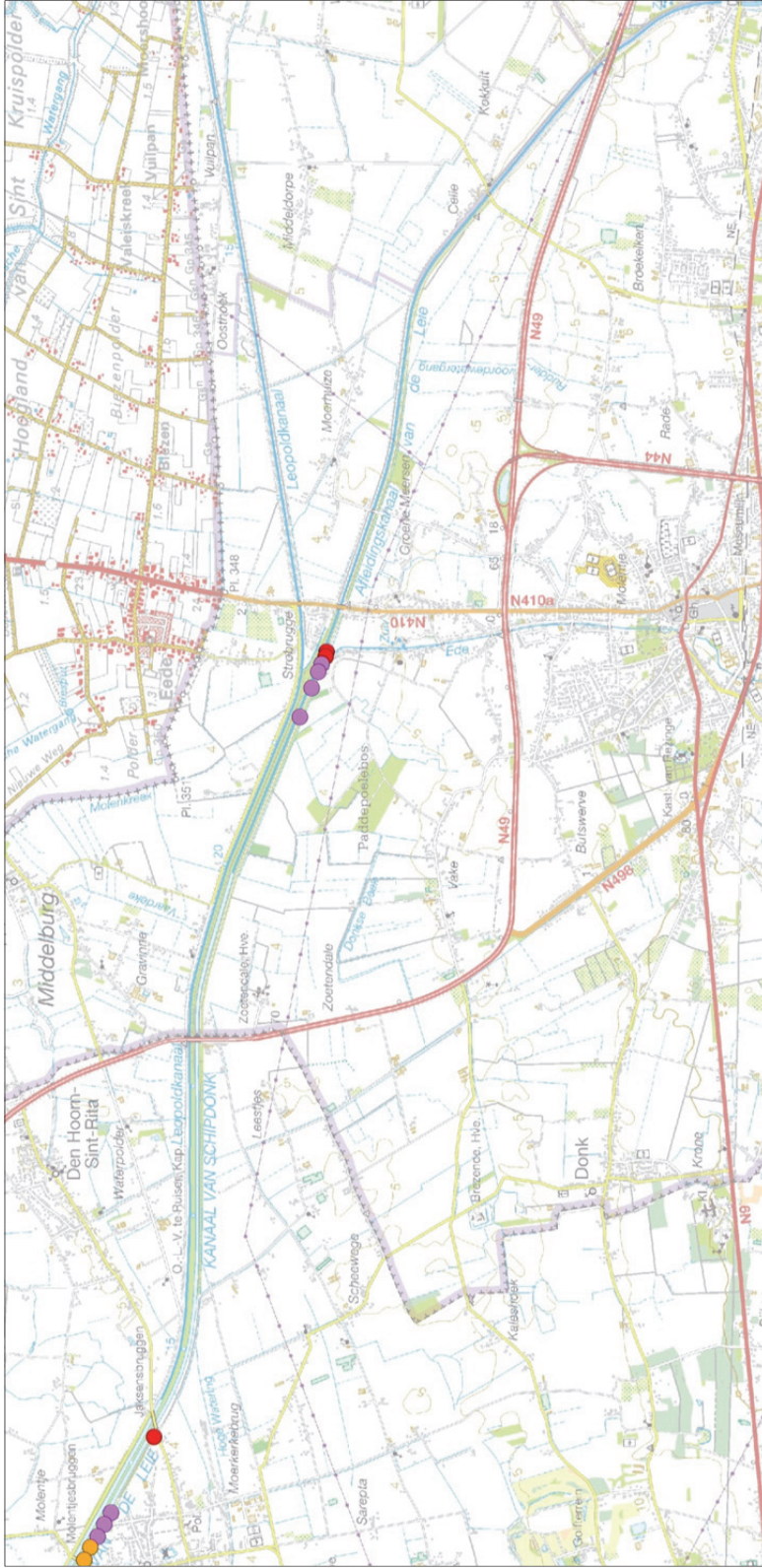




Kaart 6. Groeiplaatsen van zeer invasieve exoten.

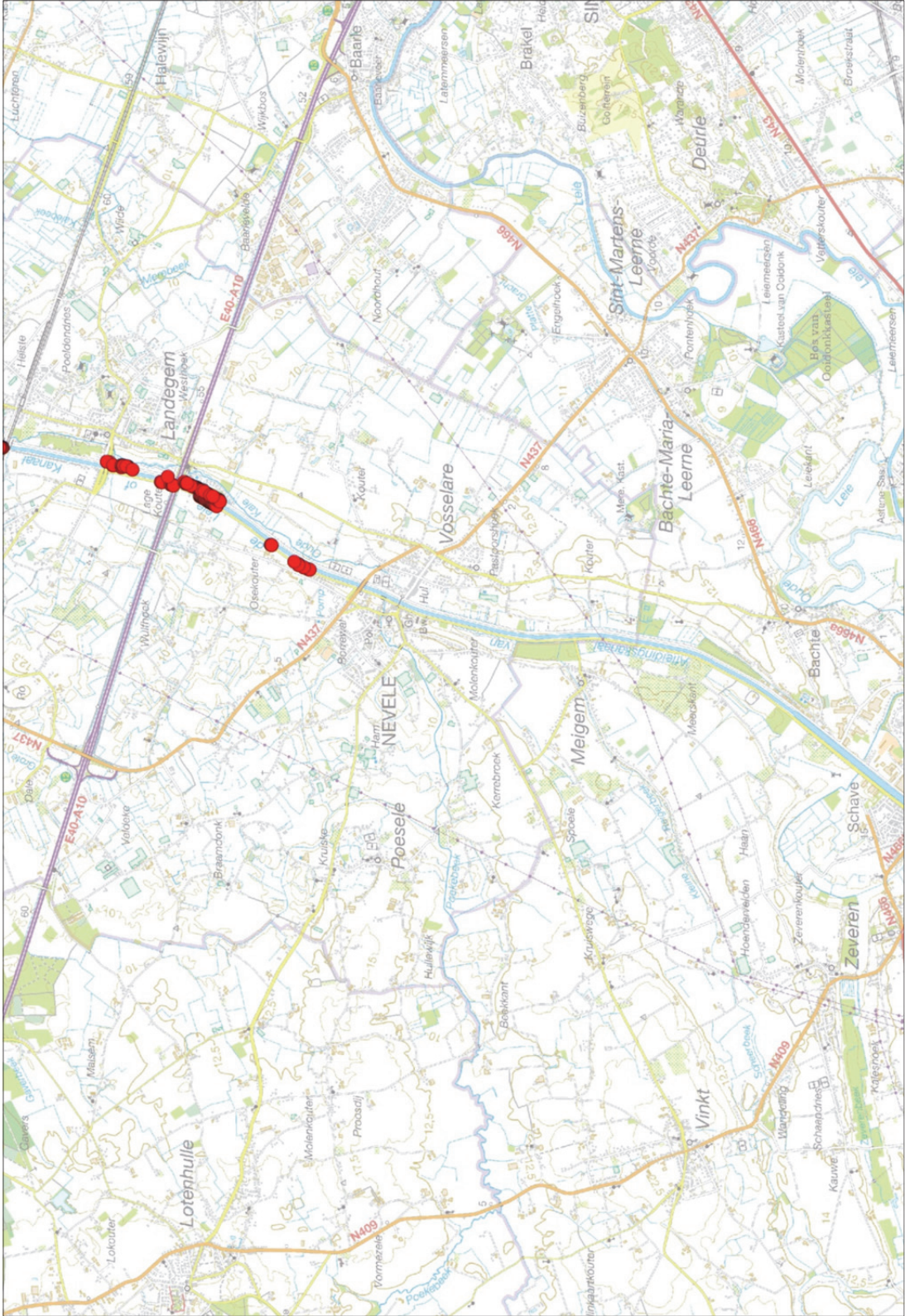




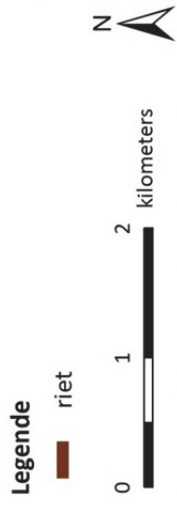




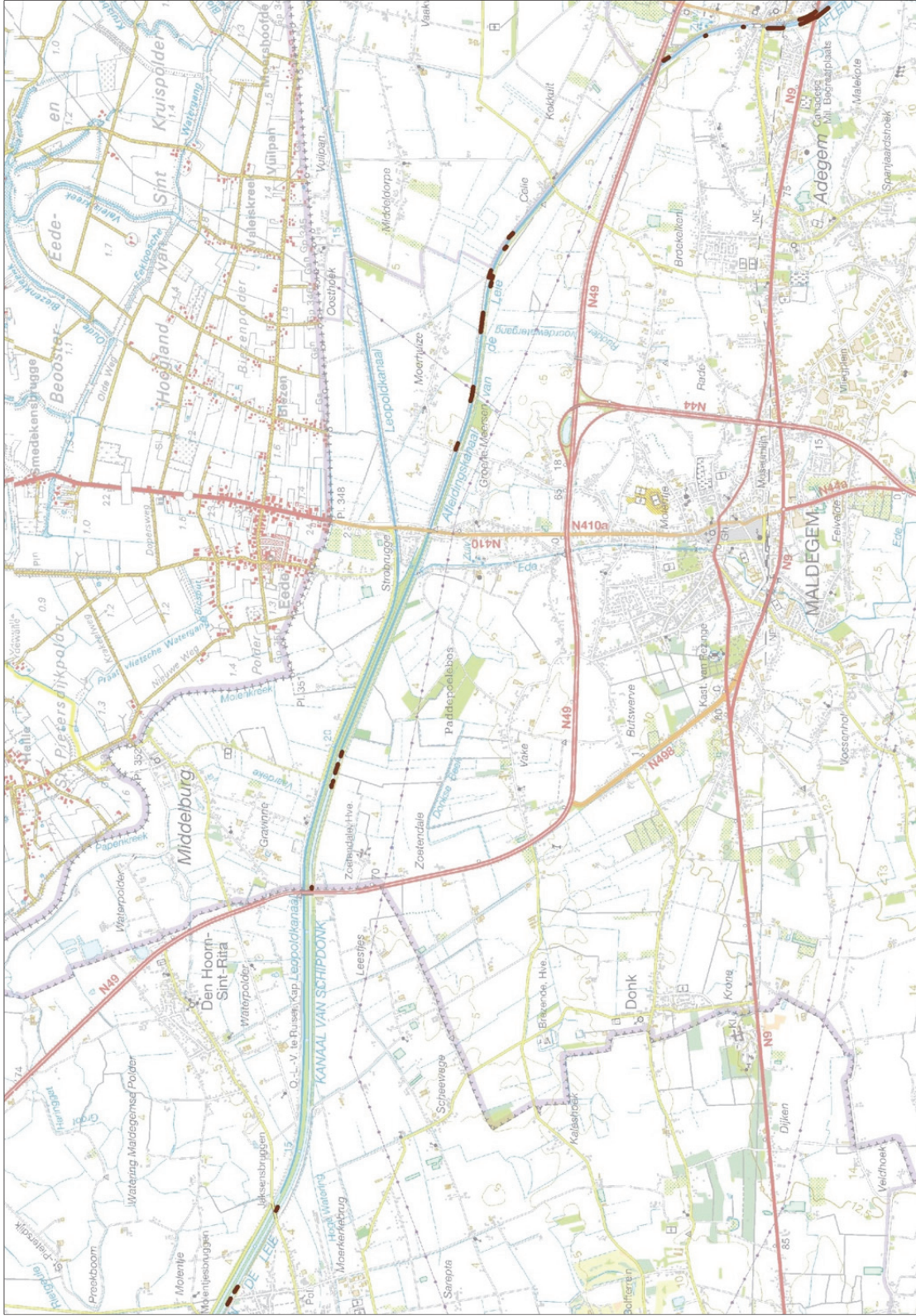




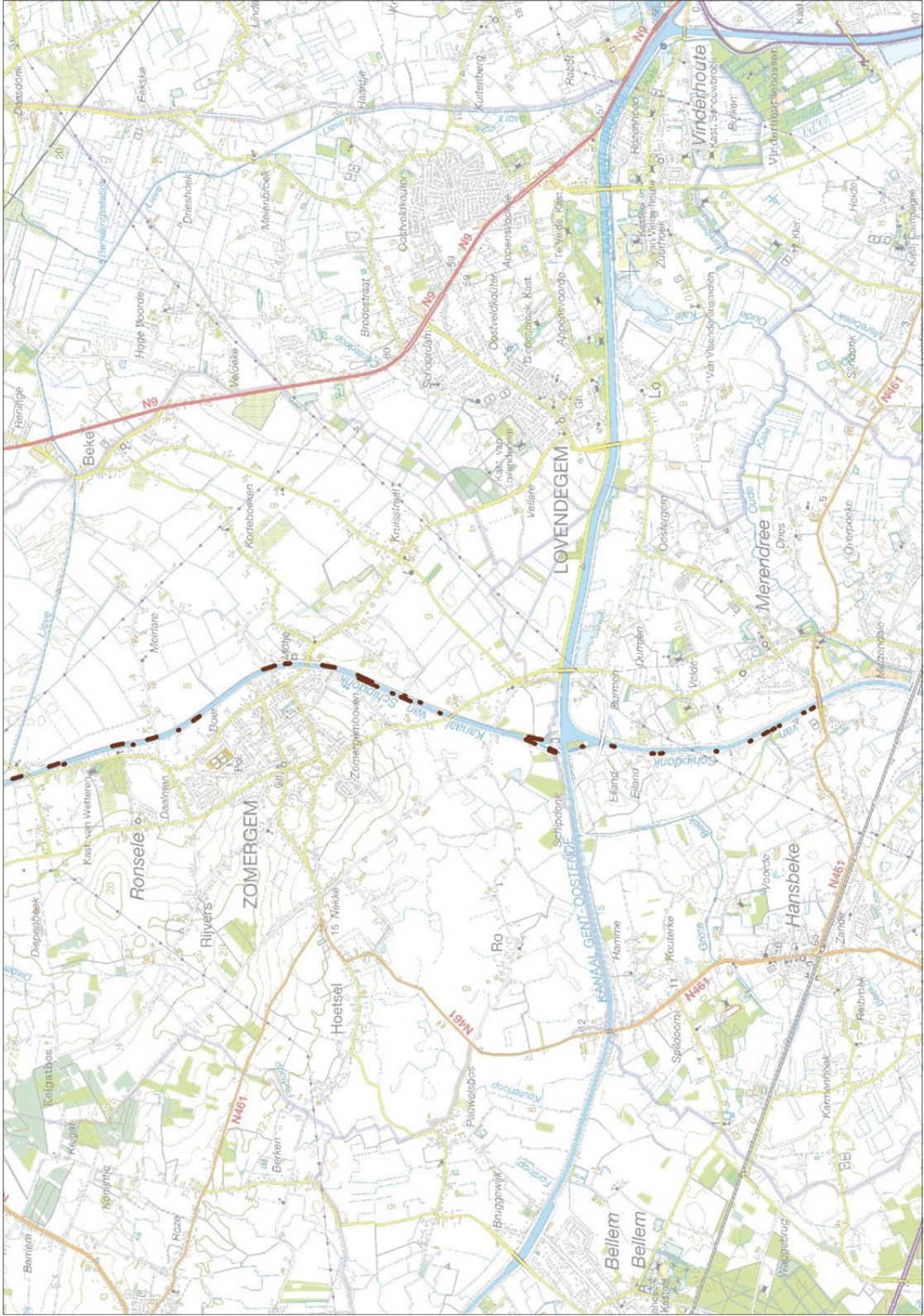
Kaart 7. Groeiplaatsen van riet.





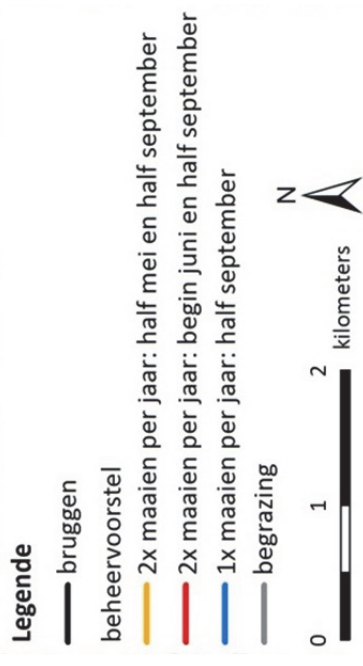


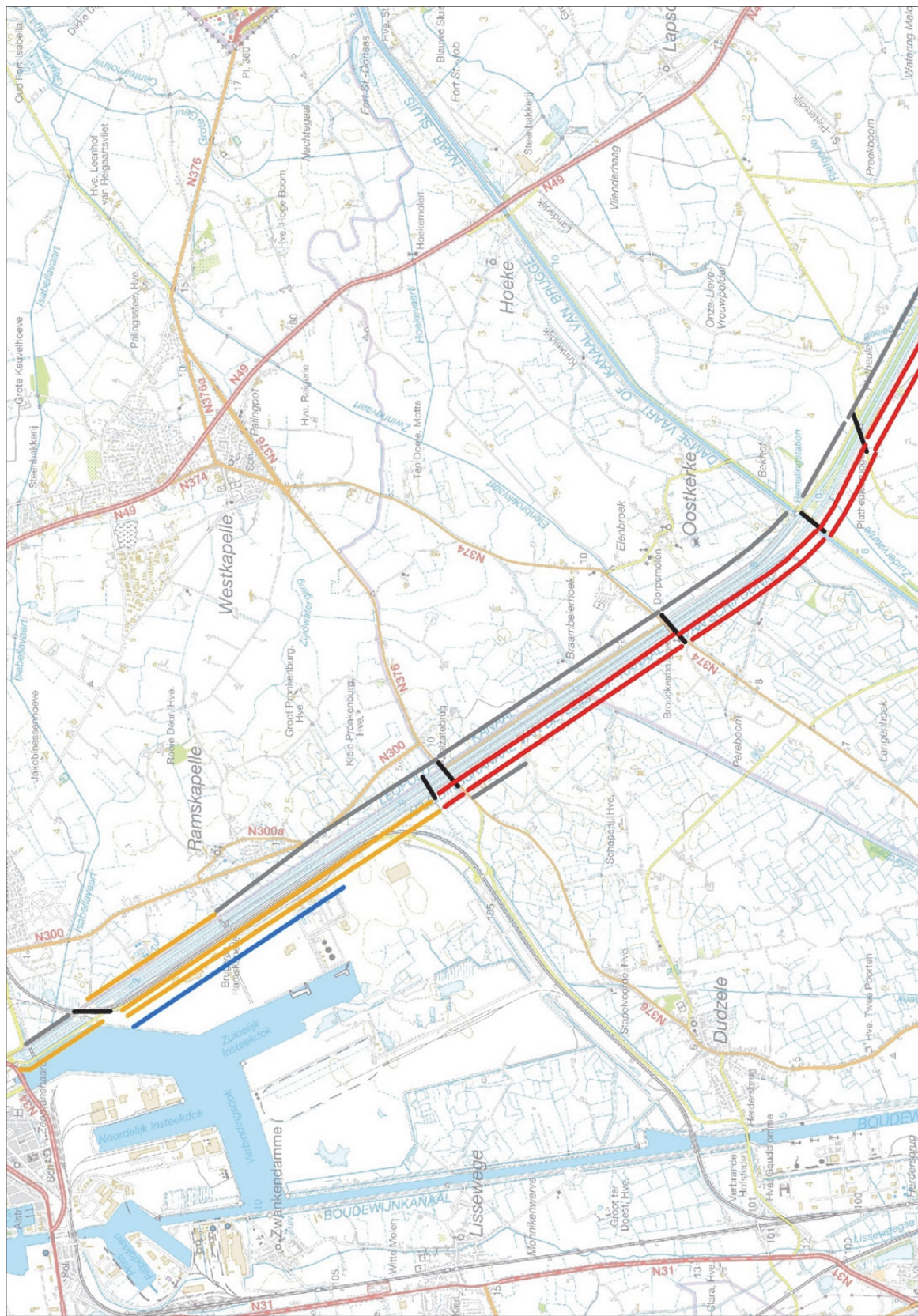


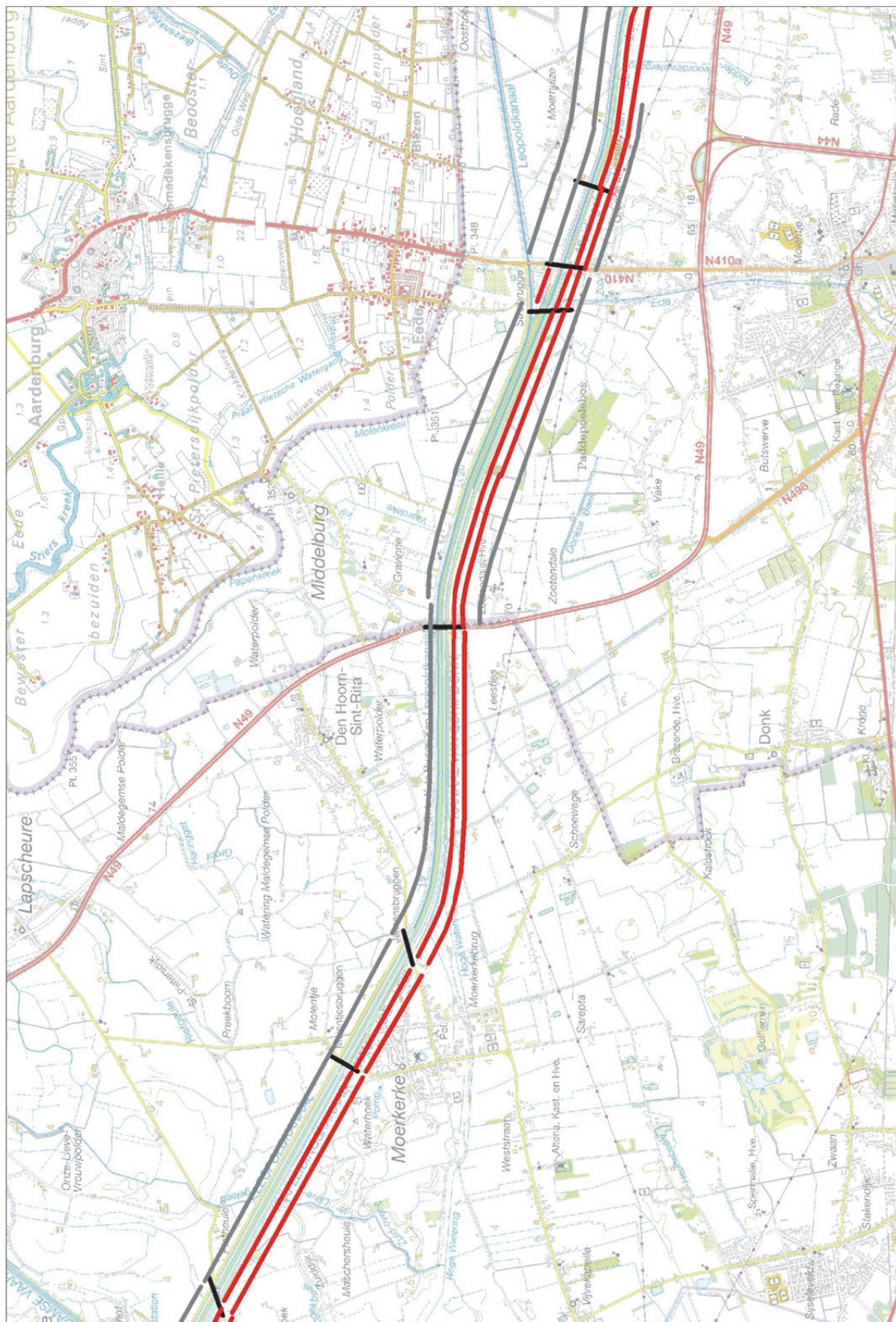


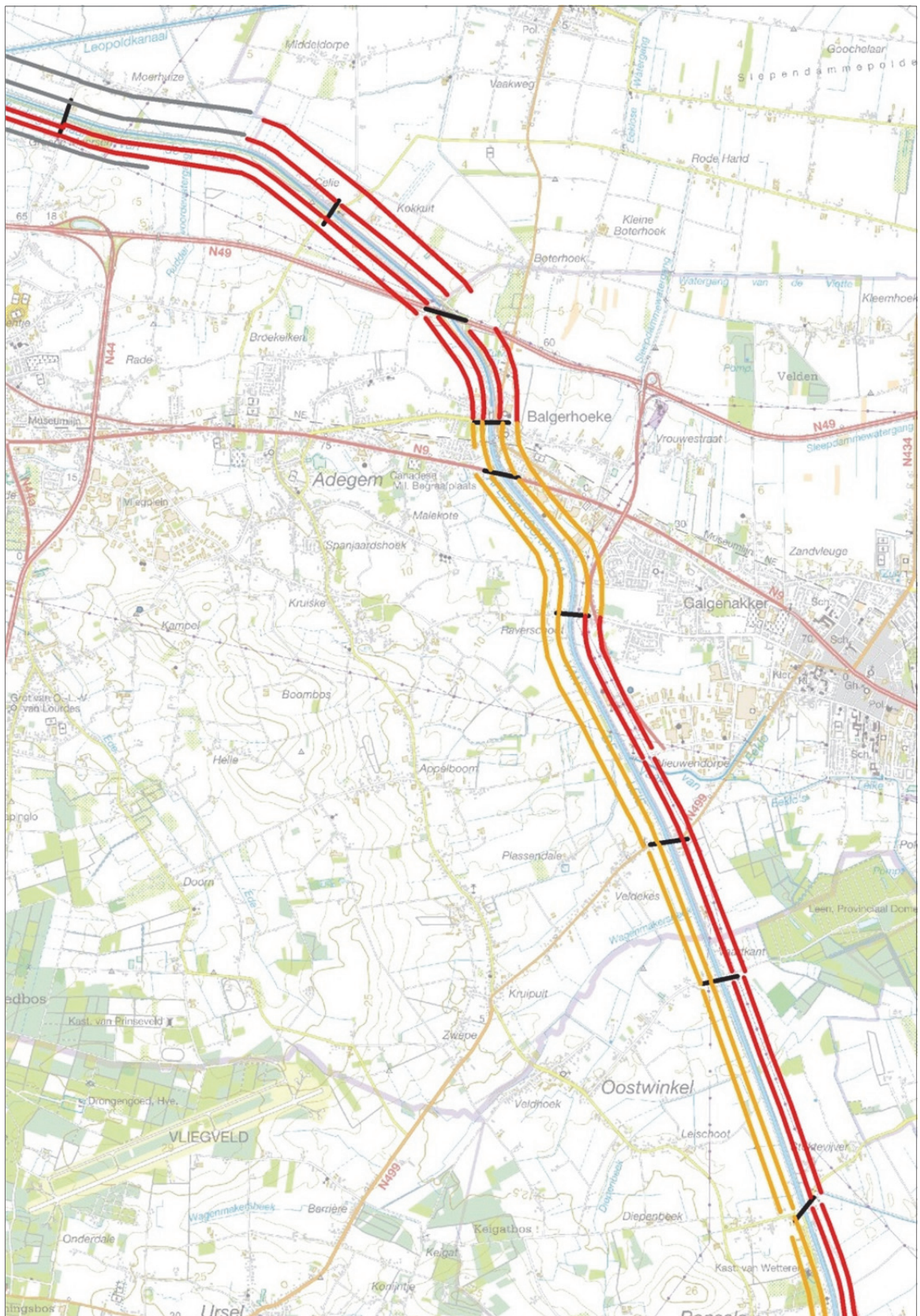


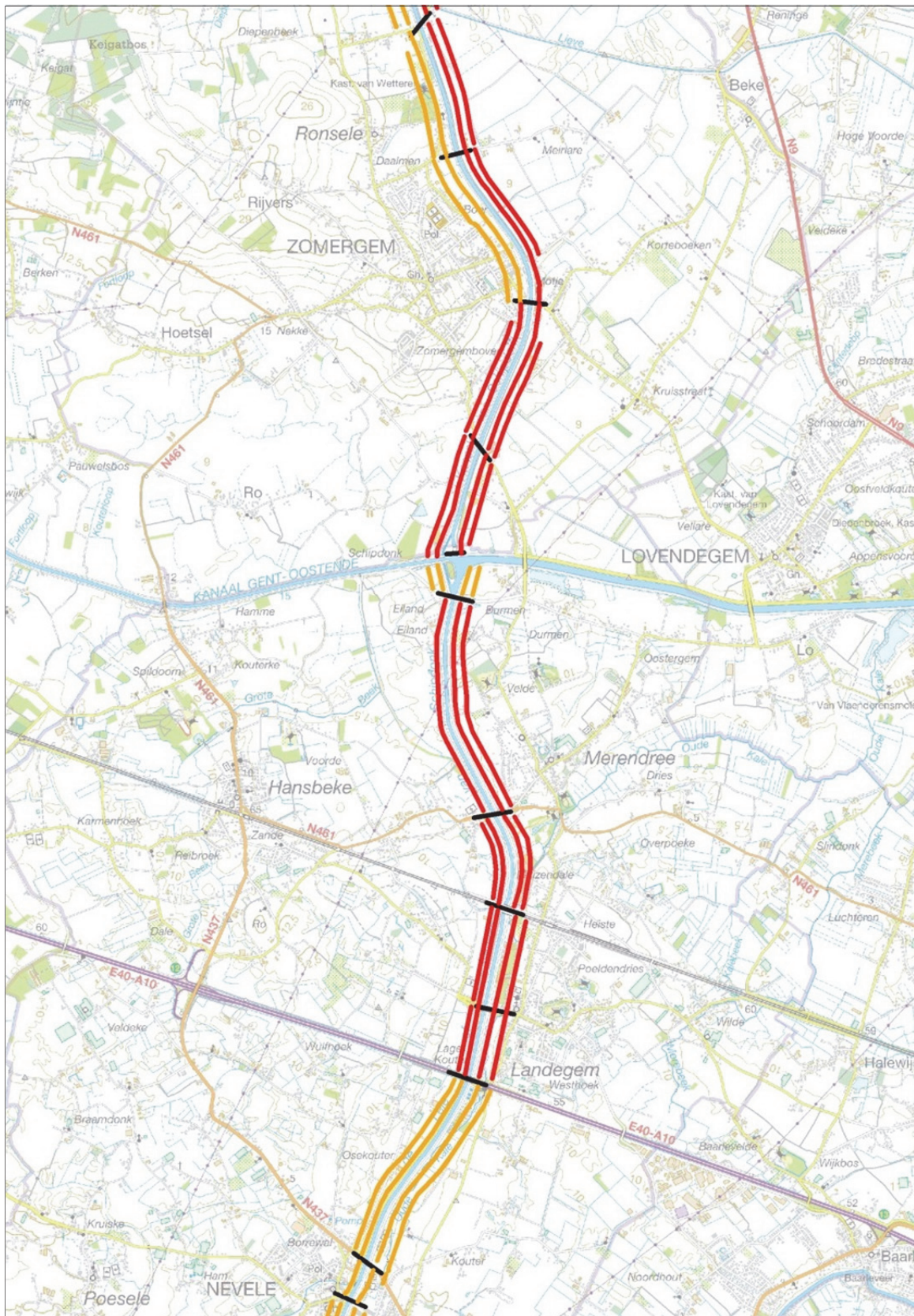
Kaart 8. Voorstel van bermbeheer.

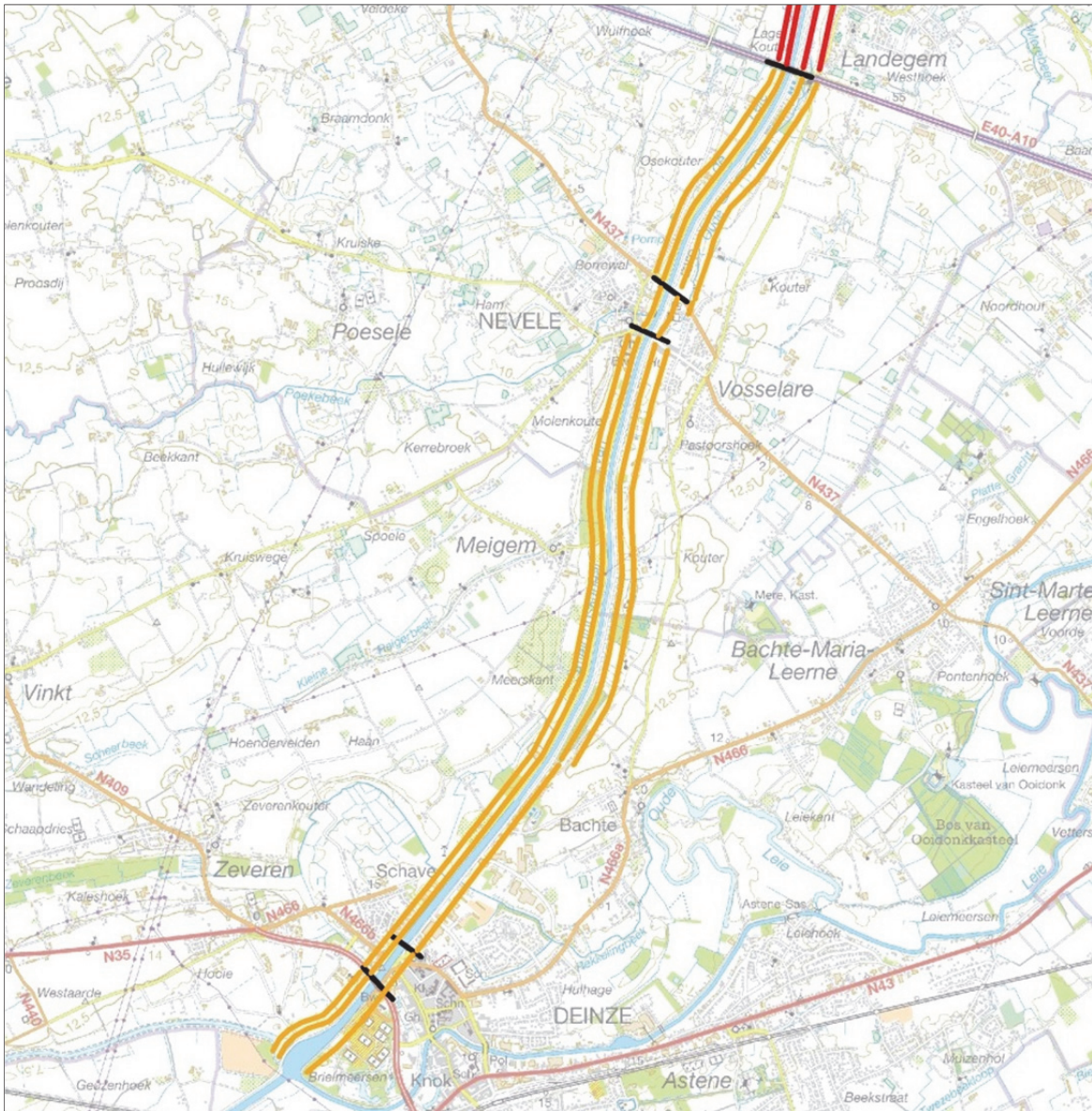












Bijlage 2. Digitale GIS-bestanden.

Als bijlage bij dit rapport zijn 5 GIS-bestanden (shapefile, Lambert-72 projectie) gegeven.

3 bestanden met de groeiplaatsen van zeer invasieve exoten:

- exotenAKL_punten
- exotenAKL_trajecten
- FalJapAKL_punten

1 bestand met de groeiplaatsen van riet:

- rietAKL_trajecten

1 bestand met beheervoorstellen:

- voorstel_bermbeheerAKL