

Dijken langs waterwegen

Vergeeten ecologisch waardevol grasland?

Andy Van Kerckvoorde

De oppervlakte grasland op dijken en wegbermen in verstedelijkt Vlaanderen is behoorlijk groot. Hier ligt dus een aanzienlijk potentieel aan waardevol biotoop voor planten, ongewervelden en vogels. Op basis van een groot aantal vegetatieopnames op de dijken beheerd door Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) werden verschillende graslandtypen onderscheiden. Aansluitend worden gepaste beheermaatregelen geformuleerd om de natuurwaarde van deze graslandlinten te maximaliseren.



Bloei van Margriet en Gewone rolklaver langs het Kanaal Gent-Oostende in Lovendegem. (© Andy Van Kerckvoorde)

Dijken en wegbermen

In natuurlijke ecosystemen zorgt transportinfrastructuur voor negatieve ecologische effecten, vooral omwille van direct ruimtebeslag, habitatfragmentatie en -verstoring (Spellerberg 1998). Nochtans kunnen in sterk verstedelijkte en intensieve agrarische landschappen met weinig of kleine halfnatuurlijke biotopen de belangrijkste natuurwaarden juist worden gevonden op dijken van waterwegen en in wegbermen. Vlaanderen kent een uitgebreid transportnetwerk. Dijken en wegbermen nemen maar liefst 2% van het Vlaamse oppervlak in (zie **Box 1**). Ter vergelijking, de oppervlakte van Vlaanderen 'met effectief natuurbeheer' bedroeg in 2015 bijna 6% (<https://www.inbo.be/nl/natuurindicator/oppervlakte-met-effectief-natuurbeheer-planperiode-minaplan-4>). De oppervlakte dijken zal in de toekomst bovendien nog toenemen door de uitvoering van het geactualiseerd Sigmaplan, waarbij extra omdijkte gecontroleerde overstromingsgebieden worden aangelegd. Het ligt dus voor de hand of het is zelfs noodzakelijk om dijken te betrekken bij het behoud van inheemse soorten.

Om de transportfunctie niet te belemmeren en omwille van veiligheidsaspecten (waterkering) worden de dijken van waterwegen meestal beheerd door maaien of begrazen. Daardoor ontstaan permanente graslanden. Het behoud en beheer van deze graslanden is niet onbelangrijk aangezien het Europese areaal aan permanent grasland sterk daalde sinds midden vorige eeuw als gevolg van veranderingen in het landgebruik door het in cultuur brengen, bemesten, bebossen of stoppen met het beheer van graslanden. Ook in Vlaanderen was er gedurende de laatste decennia een afname van het graslandareaal (De Saeger et al. 2013). Vriens et al. (2011) geven aan dat de oppervlakte aan soortenrijke permanente graslanden in Vlaanderen tussen 50.900 ha en 69.400 ha (3,7-5,1% van de oppervlakte) bedraagt.

Dijken kunnen een belangrijk leefgebied vormen voor flora en fauna. Biodiversiteitsgegevens van dijken zijn echter niet gekend. Voor wegbermen zijn dergelijke gegevens anderszijds wel voldoende voorhanden. Dijken en wegbermen zijn kleine landschapselementen met een gelijkaardige ecologie. Biodiversiteitsdata van wegbermen zijn dus wellicht ook van toepassing voor dijken. In wegbermen worden liefst 62% van de hogere planten voorkomend in Vlaanderen aangetroffen. Bovendien werden meer dan 50 soorten hogere planten uitsluitend in wegbermen teruggevonden (Zwaenepoel 1998).

Box 1: Oppervlakte in Vlaanderen

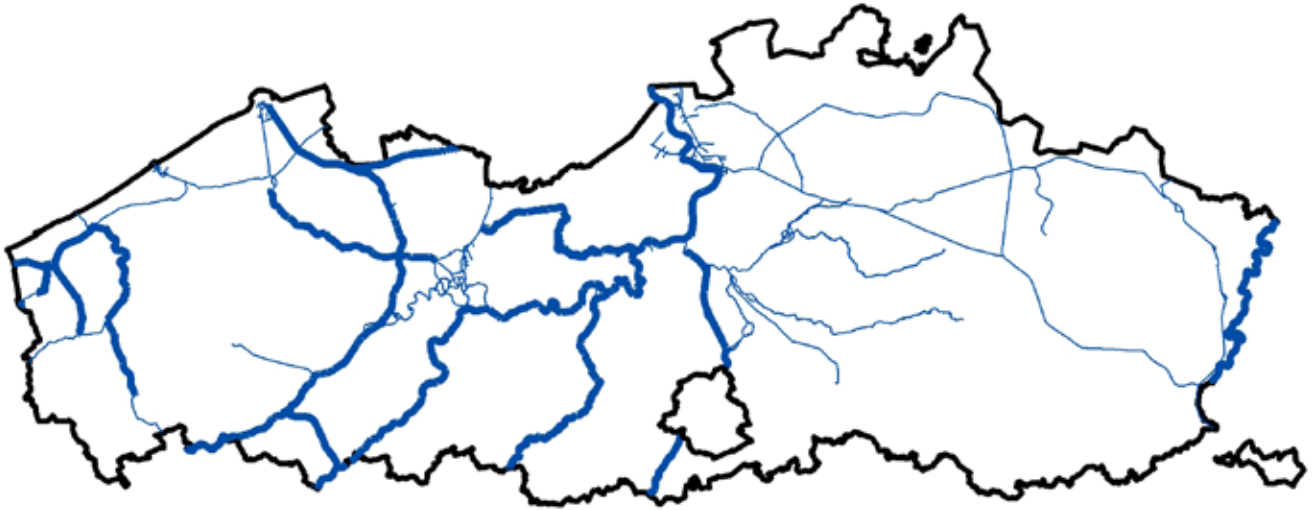
Een exacte oppervlakte van bermen en dijken in Vlaanderen is niet gekend. In het kader van het project Graskracht werd een schatting gemaakt van de effectief gemaaide oppervlakte van bermen en dijken in Vlaanderen (Delief & De Vocht 2012). Aan de verschillende instanties betrokken in het berm- of dijkbeheer werden de gemaaide oppervlaktes bevroegd. Een andere benadering om de oppervlakte aan bermen en dijken in Vlaanderen in te schatten is het weerhouden van laag (minder dan 3 meter) en hoog groen (meer dan 3 meter), terug te vinden op de zogenaamde Groenkaart Vlaanderen, binnen de categorie vervoersinfrastructuur van de landgebruikskaart (opgemaakt door het VITO, Poelmans & Van Daele 2014). De Groenkaart Vlaanderen is gebaseerd op de interpretatie van middenschalige zomervlucht-orthofoto's uit 2009

In Nederland is ongeveer de helft van de Nederlandse flora gevonden in wegbermen (Sykora et al. 1993). In Groot-Brittannië komt 44% van de Britse plantensoorten voor in bermen (Way 1977). Voor fauna kunnen bermen en dijken een deel van het leefgebied zijn zoals een voedselgebied, overwinteringsplaats of uitzichtpunt.

Naast het fungeren als leefgebied voor diverse soorten kunnen dijken nog andere belangrijke ecologische functies hebben. Ze kunnen optreden als ecologische verbindingsweg (corridor, Verkaar 1988 en Van Geert et al. 2010) of als stapsteen tussen natuurgebieden, dienen als uitwijkplaats voor soorten wanneer het omgevend gebied niet meer geschikt is door bijvoorbeeld een intensief landgebruik en fungeren als brongebied van soorten zodat herkolonisatie naar het omgevend gebied mogelijk is na een ecologische inrichting of het instellen van een aangepast beheer in die gebieden (Huhta & Rautio 2007). Tot slot kunnen dijken een belang hebben in het behouden van de genetische diversiteit van plantenpopulaties (van Rossum et al. 2004).

De belangrijkste functie van een dijk is uiteraard waterkering en het beschermen van het achterland tegen overstromingen. Het specifieke graslandtype dat zich ontwikkelt op een dijk heeft een invloed op de erosiebestendigheid van een dijk. Graslandtypes met een hoge vegetatiedekking en een goede

	Inventarisatie Graskracht (ha)	Laag en hoog groen in vervoersinfrastructuur (ha)
Wegen beheerd door het Agentschap Wegen & Verkeer	8.230	
Gemeentelijke wegen	12.113	
Waterwegen beheerd door Waterwegen en Zeekanaal NV en NV De Scheepvaart	2.434	
Spoorwegen	724	
Totaal	23.501	29.038
% van de Vlaamse oppervlakte (Vlaanderen telt 1.352.225 ha)	1,7%	2,1%



Figuur 1. Kaart met de bevaarbare waterwegen in Vlaanderen. De dickere lijnen tonen de (segmenten van) waterwegen waarvan vegetatieopnames op dijken zijn gebruikt bij de opbouw van de dataset.

doorworteling zorgen immers voor een sterke erosiebestendigheid. Een soortenarme brandnetelruigte daarentegen

heeft een lage vegetatiedekking (Sykora & Liebrand 1987) en een minder dichte doorworteling (Vannoppen et al. 2016) in vergelijking met een soortenrijker graslandtype. Er is dus over het algemeen een positieve relatie tussen de erosiebestendigheid van dijken en de floristische diversiteit (Berendse et al. 2015).

Box 2: Methodiek

Er werd een dataset opgebouwd met 857 vegetatieopnames op dijken, langs 18 verschillende door W&Z-beheerde waterwegen (zoals de Bovenschelde, Zeeschelde en het Kanaal Gent-Oostende) (Figuur 1). De opnames werden verricht tussen 2003 en 2015 door het INBO, Landmax, Esher of derden, veelal in functie van de monitoring van de vegetatie in het kader van bestaande beheerplannen. De grootte van de opnames varieerde meestal van 4 tot 10 m². De opnames lagen op de kruin van de dijk of op het bovenste deel van het talud in trajecten die worden gemaaid of begraasd. De mediaanwaarde van het aantal opnames per waterweg bedroeg 26 opnames. De positionering van de meeste opnames (63%) gebeurde op basis van een aselechte steekproef. Bij ongeveer een kwart van de opnames (26%) werd de positionering bepaald door een gestratificeerde aselechte steekproef waarbij de meest voorkomende vegetatietypes werden aangewend als strata. Bij 8% van de opnames werd de positionering bepaald door een gestratificeerde aselechte steekproef met de bermtypes (Zwaenepoel 1998) als strata. Bij de overige opnames is de manier waarop de keuze voor de positionering werd bepaald niet gekend.

Deze opnames werden in groepen of 'vegetatietypes' verdeeld (classificatie) op basis van hun soortensamenstelling en de bedekking van de soorten. Er werd gestreefd naar een zo groot mogelijke overeenkomst tussen de opnames binnen een groep en tegelijkertijd ook een zo groot mogelijk verschil tussen de groepen onderling. Om de groepen op een objectieve manier af te bakken werd gewerkt met het rekenprogramma Twinspan (Hill 1979). Bij deze berekeningswijze werden ook indicatorsoorten bepaald, dit zijn soorten die een duidelijke voorkeur hebben voor een groep en die ervoor als indicatief kunnen worden beschouwd.

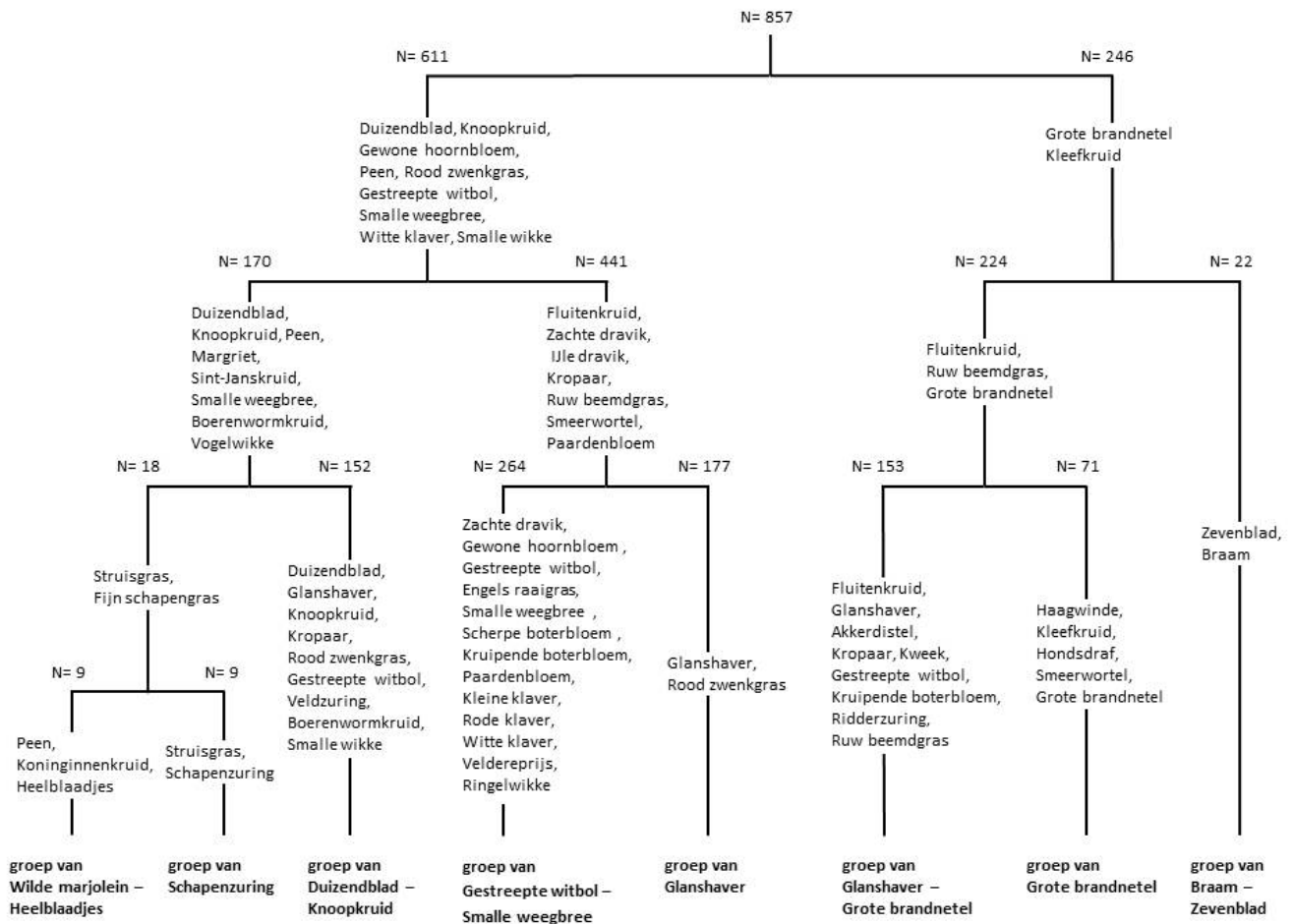
In deze bijdrage worden eerst de verschillende vegetatietypes afgelijnd en besproken die aangetroffen worden langs waterwegen beheerd door W&Z. Aansluitend worden beheervoorstellen aangereikt om het behoud en de ontwikkeling van ecologisch waardevolle graslandtypes mogelijk te maken.

Verschillende graslandtypes

Meer dan 800 vegetatieopnames werden verzameld tussen 2003 en 2015 (**Box 2**). Naar hun soortensamenstelling en de bedekking van de soorten konden acht vegetatietypes onderscheiden worden (**Figuur 2**). De meeste opnames werden gegroepeerd in de groep van Gestreepte witbol – Smalle weegbree (31% van de opnames) en de groep van Glanshaver (21%). De groep van Duizendblad – Knoopkruid en de groep van Glanshaver – Grote brandnetel herbergden allebei 18% van het totale aantal opnames. Het kleinste aantal opnames werd gegroepeerd in de groep van Wilde marjolein – Heelblaadjes, in de groep van Schapenzuring (beide 1%) en in de groep van Braam – Zevenblad (3%). Het gemiddeld aantal soorten per opname (n) was het hoogst in de groep van Duizendblad – Knoopkruid (n= 20) en de groep van Gestreepte witbol – Smalle weegbree (n= 19), en het laagst in de groep van Grote brandnetel (n= 9) en de groep van Braam – Zevenblad (n= 9) (**Figuur 3**). Hieronder worden de belangrijkste kenmerken van de afgebakende vegetatietypes besproken.

De groep van Wilde marjolein – Heelblaadjes

De groep van Wilde marjolein – Heelblaadjes kan worden beschouwd als een kalkindicerende vegetatie door het voorkomen van Wilde marjolein *Origanum vulgare*, Kleine pimpernel *Sanguisorba minor*, Geelhartje *Linum catharticum*, Donderkruid



Figuur 2. Het (vereenvoudigd) resultaat van de Twinspan-analyse waarbij per indeling het aantal opnames (N) en de indicatorsoorten worden vermeld. Er werden op basis van 857 opnames acht vegetatietypes afgebakend.

Inula conyzae, *Parnassia Parnassia palustris* en Heelblaadjes *Pulicaria dysenterica*. De opnames binnen deze groep kennen nog sterke verschillen in soortensamenstelling. Sommige opnames duiden op een glanshavergrasland (omwille van hoge bedekking aan Knoopkruid *Centaurea jacea*), andere op een verruigd grasland (door hoge bedekking van Braam *Rubus* sp.)

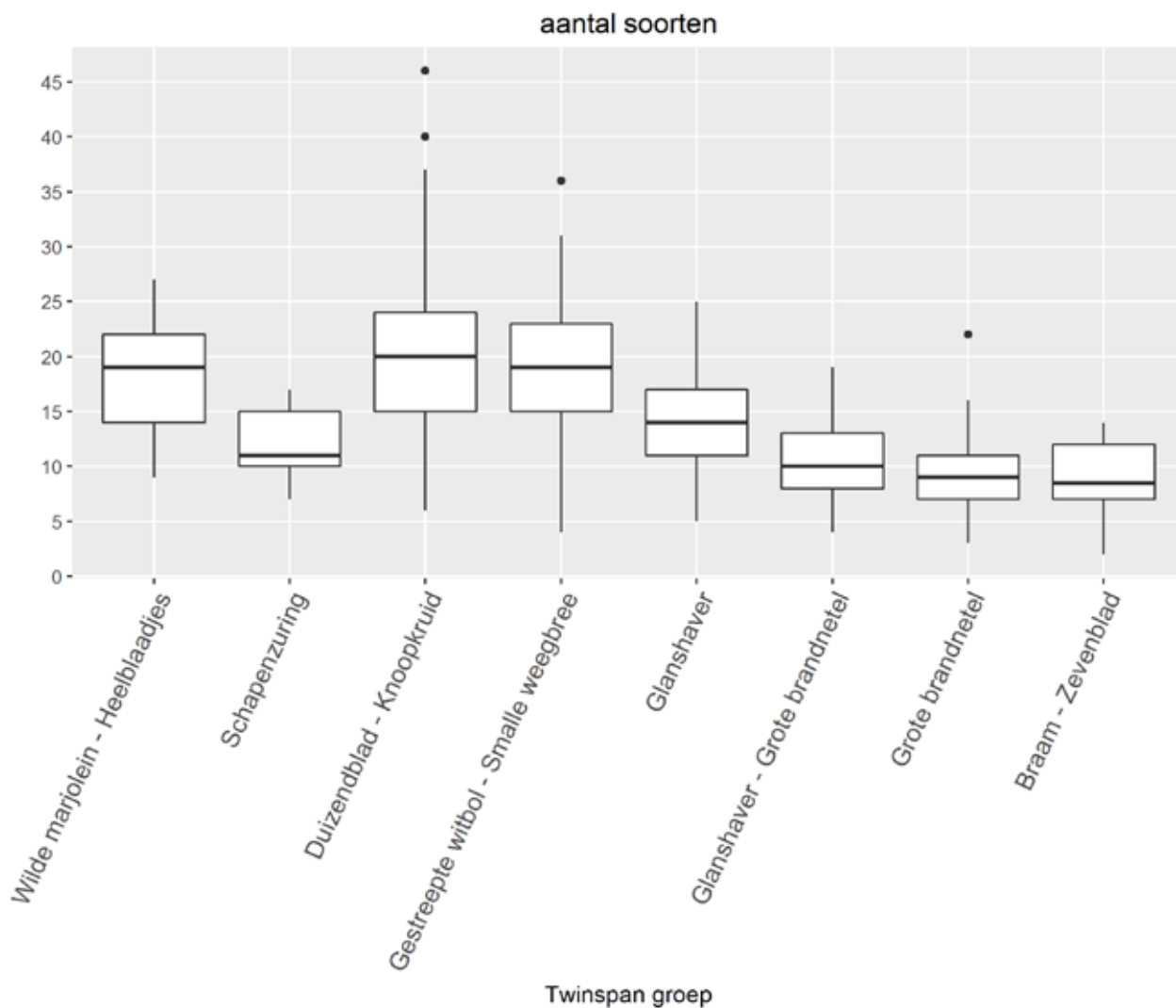


Dijkvegetatie met bloeiaspect van Knoopkruid en Gewone berenklauw langs de IJzer in Diksmuide. (© Andy Van Kerckvoorde)

en nog andere op dotterbloemgrasland (door het voorkomen van Rietorchis *Dactylorhiza praetermissa* en Vleeskleurige orchis *Dactylorhiza incarnata*). De opnames komen allen voor langs de Vaarttaluds te Moen. De Vaarttaluds kennen bijzondere bodemcondities doordat kalkrijke Ieperiaanse klei aan de oppervlakte ligt door het graven van het Kanaal Bossuit-Kortrijk (Hubert 1976). Door deze lokale bodemcondities en het beheer kunnen hier bijzondere vegetaties ontwikkelen.

De groep van Schapenzuring

De opnames in de groep van Schapenzuring zijn te beschouwen als struisgrasgrasland door het voorkomen van kenmerkende soorten zoals Akkerhoornbloem *Cerastium arvense*, Gewone veldbies *Luzula campestris*, Gewoon biggenkruid *Hypochaeris radicata*, Hazenpootje *Trifolium arvense*, Schapenzuring *Rumex acetosella*, Vroege haver *Aira praecox* en Zilverhaver *Aira caryophylla*. Struisgrasvegetatie komt voor op droge, voedselarme zure tot neutrale zandgronden. Door deze bijzondere abiotische omstandigheden kent deze vegetatie van nature een vrij laag soortenaantal. Deze vegetatie wordt meestal in stand gehouden door een graasbeheer. De belangrijkste bedreigingen voor struisgrasvegetatie vormen voedselaanrijking (door atmosferische depositie, vermessing, intensief landbouwgebruik) met vergrasning als gevolg (Zwaenepoel et al. 2002). Struisgrasgrasland komt beperkt voor in Vlaanderen. Vriens et al. (2011) vermelden een



Figuur 3. Het aantal plantensoorten per dijkvegetatietype, afgebakend op basis van een Twinspan-analyse.

oppervlakte van 1.900 tot 3.500 ha (0,14-0,26% van Vlaanderen). Struisgrasland in goed ontwikkelde vorm behoort tot het Europees habitatype 6230 'soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)'. Voor Vlaanderen wordt de oppervlakte voor het habitatype 6230 geschat op 400 ha (Louette et al. 2013). De opnames van de groep van Schapenzuring zijn allen gelegen langs het Kanaal Gent-Oostende in Aalter en Beernem. Het kanaal is er gegraven door een hoogtekam van droge zure en voedselarme zandbodems. Doordat deze bodems aan de oppervlakte van de dijken liggen kan hier een bijzondere vegetatie ontwikkelen (Van Kerckvoorde et al. 2005). In de huidige dataset zijn vegetatieopnames op zandgronden ondervertegenwoordigd. Hierdoor bestaat de kans dat struisgrasvegetaties niet correct worden afgelijnd. Een completer beeld zou worden bekomen door de huidige dataset aan te vullen met vegetatieopnames van dijken langs waterwegen die zandige bodems doorsnijden (bv. in de ecoregio van de Kempen).

De groep van Duizendblad – Knoopkruid

De groep van Duizendblad – Knoopkruid is een glanshavergrasland door het voorkomen van kenmerkende soorten zoals Beemd kroon *Knautia arvensis*, Knoopkruid, Kraailook *Allium*

vineale, Margriet *Leucanthemum vulgare*, Glad walstro *Galium mollugo*, Goudhaver *Trisetum flavescens*, Gulden sleutelbloem *Primula veris*, Rapunzelklokje *Campanula rapunculus*, Gele morgenster *Tragopogon pratensis*, Gewone rolklaver *Lotus corniculatus*, Veldlathyrus *Lathyrus pratensis*, Groot streepzaad *Crepis biennis*, Kleine bevernel *Pimpinella saxifraga* en Grote bevernel *Pimpinella major*. Glanshavergrasland komt voor op droge tot vochtige plaatsen en is niet grondwaterafhankelijk waarbij overstromingen zelden optreden. Het graslandtype komt doorgaans voor op zwaardere bodems (zandleem, leem of klei). Op zandige bodems komen ietwat soortenarmere varianten voor. Glanshavergrasland wordt in stand gehouden door een maai-beheer (Zwaenepoel et al. 2002). De belangrijkste bedreigingen voor glanshavergrasland zijn omschakeling van hooi- naar graasbeheer, bemesten van grasland, herbicidegebruik en het scheuren van grasland (Zwaenepoel et al. 2002). Goed ontwikkelde vormen van glanshavergrasland behoren tot het Europees habitatype 6510 'laaggelegen schraal hooiland'. In Vlaanderen is de oppervlakte aan habitatype 6510 beperkt: Louette et al. (2013) rapporteren 1.600 ha (0,12% van Vlaanderen). Hierbij moet worden opgemerkt dat het habitatype 6510 naast glanshavergrasland ook grote vossenstaartgrasland, grote pimpernelgrasland en kalkrijk



Bloei van Fluitenkruid langs het Leopoldkanaal in Sint-Laureins. (© Andy Van Kerckvoorde)

kamgrasland omvat. De oppervlakte in Vlaanderen van deze laatste drie graslandtypes is eerder beperkt en wordt geschat op zo'n 130 ha (mondelijke mededeling van Steven De Saeger). Opmerkelijk is dat slechts ongeveer 23% van het habitat-type 6510 binnen habitatrichtlijngebied ligt. In Vlaanderen komen tussen 1.800 en 2.300 ha (0,13-0,17% van Vlaanderen) voor aan zwak ontwikkelde vormen van glanshavergrasland. Nagenoeg 90% van de zwak ontwikkelde vormen van glanshavergrasland ligt buiten habitatrichtlijngebied (Paelinckx et al. 2009). In Vlaanderen zijn bermen en dijken belangrijk voor het voorkomen van glanshavergrasland (Paelinckx et al. 2009). Glanshavergrasland is een soortenrijke vegetatie (**Figuur 3**) met dikwijls een fraai bloeiaspect. Vegetatieopnames duidend op glanshavergrasland werden vooral aangetroffen langs de Grensmaas, het Kanaal Gent-Oostende, het Lokanaal en het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.

De groep van Gestreepte witbol – Smalle weegbree en de groep van Glanshaver

In de groep van Gestreepte witbol – Smalle weegbree en in de groep van Glanshaver domineren soorten van matig voedselrijk grasland zoals Glanshaver *Arrhenatherum elatius*, Zachte dravik *Bromus hordeaceus*, Ijle dravik *Bromus sterilis*, Kroppaar *Dactylis glomerata*, Ruw beemdgras *Poa trivialis*, Gestreepte witbol *Holcus lanatus*, Rood zwenkgras *Festuca rubra* en Smalle weegbree *Plantago lanceolata*. Typische soorten van glanshavergrasland komen dikwijls niet voor of hebben slechts geringe bedekkingen. De groep van Gestreepte witbol – Smalle

weegbree is een vrij soortenrijke graslandvegetatie (**Figuur 3**). Productieve grassoorten domineren maar ook verschillende soorten niet-grassen zijn aanwezig in de vegetatie. De groep van Glanshaver omvat soortenarmere vegetaties van quasi uitsluitend productieve grassoorten zoals Glanshaver en Kroppaar.

De groep van Glanshaver – Grote brandnetel, de groep van Grote brandnetel en de groep van Braam – Zevenblad

De groep van Glanshaver – Grote brandnetel, de groep van Grote brandnetel en de groep van Braam – Zevenblad worden gekenmerkt door een soortenarme vegetatie (**Figuur 3**) met hoge bedekkingen van soorten duidend op voedselrijke bodemcondities zoals Grote brandnetel *Urtica dioica*, Kleefkruid *Galium aparine*, Fluitenkruid *Anthriscus sylvestris*, Braam *Rubus* sp., Gewone smeewortel *Symphytum officinale*, Ridderzuring *Rumex obtusifolius*, Akkerdistel *Cirsium arvense* of Speerdistel *Cirsium vulgare*. Deze groepen zijn verrijgde graslanden. In het voorjaar kan Fluitenkruid in verrijgd grasland gedurende enkele weken een fraai bloeiaspect vormen. Verder in het groeiseizoen domineren echter productieve grassen of Grote brandnetel.

Kansen voor soortenrijke graslandvegetaties op dijken langs waterwegen?

Bijna een vijfde van de opnames valt binnen glanshavergrasland terwijl nagenoeg een derde van de opnames wijst op vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland. Ongeveer de helft van de opnames is evenwel een verrijgd of een soortenarm grasland.

Mogelijke oorzaken voor dit aanzienlijk aandeel worden hieronder aangehaald.

- Het beheer wordt mogelijk niet op een ecologisch gepaste manier uitgevoerd. Zo is het mogelijk dat het maaisel niet voldoende wordt verwijderd. Niet-weggehaald maaisel zorgt voor een voedselaanrijking van de bodem doordat veel nutriënten gedurende de eerste dagen na het maaien uitloggen (Schaffers et al. 1998). Niet-weggehaald maaisel verhindert bovendien rechtstreeks (doordat weinig licht op de bodem kan doordringen) of onrechtstreeks (niet-geschikte nutriëntengehaltes in de bodem) de kieming van doelsoorten (Parr & Way 1988). Als gevolg wordt een soortenarm grasland of verruigd grasland in stand gehouden of ontwikkeld. Tevens kan de praktische uitvoering van het maai-beheer verschillen van de richtlijnen in het beheerplan. Zo kan slechts een deel van de berm of dijk worden gemaaid. Ook is het mogelijk dat de vooropgestelde maaitijdstippen of -frequenties niet worden gevolgd. Tegenwoordig wordt veelal gebruik gemaakt van klepelmaaiers met opzuigcombinatie. Maar tijdens het opzuigen van het maaisel worden wellicht ook vele zaden (en ongewervelden) verwijderd. Langetermijneffecten hiervan zijn niet gekend. Ook het graasbeheer op dijken kan op een niet-ecologisch gepaste manier worden uitgevoerd. Intensieve begrazing al dan niet met bijvoederen van de dieren leidt tot soortenarme graslandvegetaties. Bovendien speelt ook het graasgedrag van dieren een rol. Zo zijn schapen selectieve grazers waarbij productieve grassen en brandnetel worden gemeden, waardoor deze soorten een competitief voordeel krijgen.
- Dijken zijn lintvormige landschapselementen waardoor randeffecten sterk spelen (Endels 2004). Vooral de inwaaai van meststoffen en pesticiden vanuit het aanliggend landbouwgebied kan voor verstoring zorgen. Dijkgedeelten aan de landzijde van het jaagpad liggen meestal vlak naast landbouwgebied waardoor deze vorm van verstoring sterker kan spelen.
- Langs verschillende waterwegen zijn bomenrijen aangeplant. Beschaduwning zorgt voor het wegnemen van licht terwijl bladstrooisel zorgt voor een nutriëntenaanrijking. Hierdoor krijgen graslandsoorten minder kansen.
- Ecologisch waardevolle graslanden danken hun hoge soortenrijkdom aan een lange historie van een extensief beheer (Cousins & Eriksson 2002). Ecologisch bermbeheer wordt nog maar sinds de afgelopen decennia toegepast. Daarvoor werden bermen en dijken dikwijls gemaaid met een klepelmaaier zonder het opruimen van het maaisel. Op sommige bermen of dijken gebeurde een intensieve landbouwpraktijk met kunstmatige bemesting of pesticidgebruik (bv. dijken langs de Leie, Raman & Van Kerckvoorde 2014). Zelfs een korte periode met een ecologisch niet-gepast beheer kan de inspanning van vele jaren correct uitgevoerd ecologisch beheer volledig tenietdoen (Sykora et al. 1993).
- De dijkvegetatie langs waterwegen kan een verstoring kennen door het uitvoeren van werken aan de waterweg of oever, bijvoorbeeld door het rooien van kaprijpe bomenrijen langs jaagpaden.



Margriet, Kattendoorn en Kleine ratelaar langs het Kanaal Gent-Oostende in Bellem. (© Andy Van Kerckvoorde)

In de literatuur worden verschillen in de vegetatie tussen wegbermen en ecologisch waardevolle graslanden beschreven: een hoger aandeel graslandspecialisten in graslanden (Jantunen et al. 2006, Lindborg et al. 2014) en een hoger aandeel soorten van verstoorde of voedselrijke milieus in bermen (Sykora et al. 1993). Ondanks deze verschillen kunnen natuurvriendelijk beheerde dijken een aanvullend en alternatief biotoop vormen voor verschillende typische graslandsoorten, zeker in gebieden met een intensieve landbouwvoering en met weinig halfnatuurlijke elementen. Het instellen of het verderzetten van een natuurvriendelijk beheer en het beperken van beschaduwning en verstoring zullen betere kansen geven aan typische graslandsoorten. Het streefbeeld voor dijken kan veelal een vrij soortenrijk matig voedselrijk grasland of een glanshavergrasland zijn. Wanneer bijzondere bodemcondities aanwezig zijn, kunnen andere waardevolle graslandtypes zoals struisgrasgrasland, kalkgrasland of heischraal grasland een streefdoel zijn.

Wenselijk beheer voor het behoud en de ontwikkeling van waardevolle dijkvegetaties

Maaibeheer

Bij maaibeheer wordt het bovengrondse plantenmateriaal weggenomen. Bij een ecologisch maaibeheer is het van belang om het maaisel te verwijderen en bodemverstoring te vermijden. Het weghalen van het maaisel is cruciaal en bepaalt het succes van het maaibeheer. Best wordt het maaisel verwijderd binnen een tot twee weken na het maaien. Wanneer het maaisel langer blijft liggen zijn de weggehaalde nutriëntenhoeveelheden lager dan de atmosferische depositie en wordt de bodem voedselrijker (Schaffers et al. 1998). Ook het Bermbesluit van 27 juni 1984 (gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad van 2 oktober 1984) verplicht om het maaisel weg te halen binnen de tien dagen.

Door de afvoer van nutriënten kan een maaibeheer dienstdoen als omvormingsbeheer van een soortenarm, al dan niet verruigd grasland naar waardevollere graslandtypes. Als omvormingsbeheer kunnen twee maaibeurten per jaar worden uitgevoerd. Productieve soorten vertonen in mei een



Dijkvegetatie gedomineerd door Grote brandnetel langs het Afleidingskanaal van de Leie in Eeklo. (© Andy Van Kerckvoorde)



Dijkvegetatie van Kruldistel, Akkerdistel en Grote brandnetel langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke in Koksijde. (© Andy Van Kerckvoorde)

sterke groei met een maximale biomassa begin juni wanneer tot bloei wordt gekomen. Bij een maaibeurt begin juni wordt dan ook een zo groot mogelijke hoeveelheid biomassa weggehaald (Zwaenepoel 1998) en worden productieve soorten sterk benadeeld (Parr & Way 1988). Een tweede maaibeurt is wenselijk rond half september. Bij een sterk verruigd grasland kunnen gedurende een tot twee jaar drie maaibeurten per jaar worden overwogen, namelijk rond half mei, half juli en half september. Een ecologisch maaibeheer zorgt bij aanvang van een verruigd grasland of soortenarm grasland voor een daling van biomassa-productie na enkele jaren. Aangezien twee derde van de kosten van ecologisch maaibeheer gaan naar het afvoeren en verwerken van het maaisel (Zwaenepoel 1998) betekent dit een verlaging van het kostenplaatje.

Een maaibeheer kan worden aangewend om een waardevol graslandtype in stand te houden. Dikwijls is maatwerk vereist afgestemd op doelsoorten. Zo vereist een glanshavergrasland twee maaibeurten per jaar. Een eerste maaibeurt rond half juni (zoals voorgeschreven door het bembesluit) is niet aangewezen vermits dan tal van doelsoorten (zoals Knoopkruid, Veldlathyrus, Glad walstro, Beemdtkroon en Kleine ratelaar) bloeien, waardoor zaadvorming wordt verhinderd (Zwaenepoel 1998). Een vroege (eerste helft van mei) of late (half juli in geval van Kleine ratelaar) eerste maaibeurt is dan eerder aan te raden.

Ten behoeve van fauna kan het interessant zijn om stroken dijkvegetatie niet te maaien tijdens de eerste maaibeurt en pas te maaien in het najaar. Bij voorkeur verschillen deze stroken van jaar tot jaar. Op die manier blijven er voedselbronnen en schuil-mogelijkheden over voor fauna.

Graasbeheer

Op dijken wordt veelal seizoensbegrazing (meestal van begin mei tot eind oktober) of nabegrazing (in de nazomer) toegepast met runderen, schapen of paarden. 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 is een vorm van bemesting en moet vermeden worden.

Extensieve begrazing (met lage veedichtheden) op grotere trajecten kan zorgen voor een grote structuurvariatie doordat een mozaïek ontstaat van kort begraasde delen, hogere ruigere plekken en struwelen. Dergelijke structuurvariatie heeft een belangrijke faunistische meerwaarde. Met stootbegrazing in een rotatiesysteem wordt gedurende een korte periode een dijktraject intensief begraasd (tot de vegetatie kort is gegeten, kan 2-3 keer gebeuren in het groeiseizoen) gevolgd door 4-8 weken rust om bloei en zaadvorming toe te laten. Dergelijk beheer kan gebeuren door de dijk te verdelen in compartimenten. Via begrazing met een schaapskudde geleid door een herder kan een gevarieerde en verfijnde sturing gebeuren van de intensiteit, plaats en tijdstip (Van Uytvanck et al. 2012).

Begrazing als enige beheervorm is veelal minder ideaal om voedingsstoffen te verwijderen (Bakker 1989). Integendeel, ze komen juist in een gemakkelijker opneembare vorm ter beschikking van de planten (Van Uytvanck et al. 2012). Hierdoor is begrazing minder geschikt als omvormingsbeheer van een verarmd of verruigd grasland naar een ecologisch waardevol grasland. Slechts op grote dijktrajecten is herverdeling van nutriënten te verwachten, waardoor plaatselijk rijkere of schralere delen ontstaan. Bij een beheer door een schaapskudde gestuurd door een herder overnachten de dieren in de stal of in de standweide waardoor wel nutriënten worden afgevoerd.

Conclusie

Er is een groot potentieel aan ecologisch waardevol grasland op dijken langs waterwegen. Dit komt niet alleen de biodiversiteit ten goede maar ook de stevigheid van dijken. Belangrijke uitdagingen vormen echter een natuurvriendelijke uitvoering van het beheer en het consequent aanhouden ervan. Tevens moet er een weloverwogen afweging gemaakt worden tussen de (toekomstige) aanplant van bomenrijen en de kansen voor graslandvegetatie. Bomenrijen kunnen immers voor beschaduwing en nutriëntenaanrijking zorgen op de dijk waardoor graslandsoorten minder kansen krijgen. Werk aan de winkel dus!

SUMMARY

Van Kerckvoorde A. 2017. Embankments along navigable waterways. Forgotten ecologically valuable grasslands? *Natuur.focus* 16(1): 14-22

In Flanders and elsewhere in Europe the area of traditionally managed semi-natural grasslands has been reduced dramatically during last decades. In urbanized Flanders, the area covered by infrastructure verges and embankments is notable and estimated at approximately 2% of the surface area. Embankments are usually mowed or grazed to ensure shipping function or because of safety reasons (flood control). Consequently, embankments can function as a refuge for semi-natural grassland species, especially in highly fragmented landscapes with few or very small semi-natural habitats left. By means of 857 vegetation relevés on embankments along navigable waterways, different grassland types were distinguished. Half of the vegetation relevés can be considered as species-poor grassland or unmanaged grassland. Here I discuss the main reasons for this substantial number. Ecologically valuable grassland types are found in almost one third of the vegetation relevés in the form of rather species-rich mesotrophic grasslands and in nearly one fifth of the vegetation relevés in the form of *Arrhenatherum* grasslands. Mowing or grazing management measures are discussed to maintain or develop these valuable grassland types.

DANKWOORD

Met dank aan Olivier Honnay, Jan Van Uytvanck, Bart Vandevoorde en Gerald Louette voor het kritisch nalezen van het manuscript en voor hun verbeteringen en aanvullingen. Vegetatieopnames langs de Bovenschelde, Dender, Moervaart, Kanaal Bossuit-Kortrijk en de Vaarttaluds te Moen werden aangeleverd door Nathalie Devaere. Dit onderzoek werd mede mogelijk gemaakt door financiële ondersteuning van Waterwegen en Zeekanaal NV.

AUTEURS

Andy Van Kerckvoorde werkt als senior onderzoeker bij het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

CONTACT

Andy Van Kerckvoorde, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

E-mail: andy.wankerckvoorde@inbo.be

REFERENTIES

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.

Berendse F., van Ruijven J., Jongejans E., Keesstra S. 2015. Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. *Ecosystems* 18: 881-888.

Cousins S.A.O. & Eriksson O. 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology* 17: 517-529.

Delief A. & De Vocht A. 2012. Eindrapport Graskracht. Werkpakket 2: Inventarisatie. PHL Bio-Research.

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.

Endels P. 2004. Vulnerable plant species in small landscape elements: a demographic approach. Doctoraatsproefschrift nr. 611 aan de Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen van de K.U.Leuven.

Hill M.O. 1979. TWINSpan - a FORTRAN Program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, New York.

Hubert P. 1976. Bodemkaart van België. Verklarende tekst bij het kaartblad Zwevelgem 97 E.

Huhta A. & Rautio P. 2007. A case with blue gentian blues: roadside-cutters creating neo grasslands as refugia for endangered *Gentianella campestris*. *Nordic Journal of Botany* 25: 372-379.

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.

Lindborg R., Plue J., Andersson K. & Cousins S.A.O. 2014. Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. *Biological Conservation* 169: 206-213.

Louette G., Adriaens D., De Knijf G. & Paelinckx D. 2013. Staat van instandhouding (status en trends) habitattypen en soorten van de Habitatrichtlijn (rapportageperiode 2007-2012). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.23.

Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J. & Hoffmann M. 2009. Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.6.

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

Poelmans L. & Van Daele T. 2014. Landgebruikskaart NARA-T 2014. VITO-rapport 2014/RMA/R/45

Raman M. & Van Kerckvoorde A. 2014. Evaluatie bermbeheerplan van de gekanaliseerde Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2014.1546683.

Shaffers 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.

Spellerberg I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7: 317-333.

Sykora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A.H.M. 1993. Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Sykora K.V. & Liebrand C.I.J.M. 1987. Natuurtechnische en civieltechnische aspecten van rivierdijkvegetaties. Landbouwwuniversiteit Wageningen, Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenecologie en Onkruidkunde. In opdracht van de dienst Weg- en Waterbouwkunde van Rijkswaterstaat.

Vannoppen W., Poesen J., Peeters P., De Baets S. & Vandevoorde B. 2016. Root properties of vegetation communities and their impact on the erosion resistance of river dikes. *Earth Surface Processes and Landforms* 41: 2038-2046.

Van Geert A., Van Rossum F. & Triest L. 2010. Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology* 98: 178-187.

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

Van Rossum F., De Sousa S.C. & Triest L. 2004. Genetic consequences of habitat fragmentation in an agricultural landscape on the common *Primula veris*, and comparison with its rare congener, *P. vulgaris*. *Conservation Genetics* 5: 231-245.

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.

Verkaar H.J.P.A. 1988. Wegbermen en rivierdijken als mogelijke migratiebanen voor planten. *Landschap* 5: 72-82.

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.

Way J.M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* 12: 65-74.

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

Zwaenepoel A., T'Jollyn F., Vandenbussche V. & Hoffmann M. 2002. Systematiek van natuurtypen voor het biotoop grasland. Uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud (IN), Universiteit Gent (RUG) en de West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI).